

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA MARIA
CENTRO DE CIÊNCIAS RURAIS
DEPARTAMENTO DE CIÊNCIAS FLORESTAIS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA FLORESTAL**

**A SUCESSÃO SECUNDÁRIA NA FLORESTA
ESTACIONAL SUBTROPICAL DO RIO GRANDE DO
SUL, BRASIL**

TESE DE DOUTORADO

Ricardo de Vargas Kilca

**Santa Maria, RS, Brasil
2014**

A SUCESSÃO SECUNDÁRIA NA FLORESTA ESTACIONAL SUBTROPICAL DO RIO GRANDE DO SUL, BRASIL

Ricardo de Vargas Kilca

Tese apresentada ao Curso de Doutorado do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal, da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM, RS), como requisito parcial para obtenção do grau de **Doutor em Engenharia Florestal**.

Orientador: Dr. Solon Jonas Longhi

**Santa Maria, RS, Brasil
2014**

Ficha catalográfica elaborada através do Programa de Geração Automática da Biblioteca Central da UFSM, com os dados fornecidos pelo(a) autor(a).

Kilca, Ricardo
A sucessão secundária na floresta estacional
subtropical no Rio Grande do Sul, Brasil / Ricardo
Kilca.-2014.
175 p.; 30cm

Orientador: Solon Longhi
Tese (doutorado) - Universidade Federal de Santa
Maria, Centro de Ciências Rurais, Programa de Pós-
Graduação em Engenharia Florestal, RS, 2014

1. sucessão florestal 2. composição florística 3.
impacto do pastoreio 4. caracterização do solo 5.
estrutura da vegetação I. Longhi, Solon II. Título.

© 2014

Todos os direitos autorais reservados ao autor. A reprodução de partes ou do todo deste trabalho só poderá ser feita mediante a citação da fonte.

End. Eletr: rvkilka@gmail.com

**Universidade Federal de Santa Maria
Centro de Ciências Rurais
Departamento de Ciências Florestais
Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal**

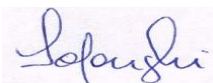
A Comissão Examinadora, abaixo assinada,
aprova a Tese de Doutorado

**A SUCESSÃO SECUNDÁRIA NA FLORESTA ESTACIONAL
SUBTROPICAL DO RIO GRANDE DO SUL, BRASIL**

elaborada por
Ricardo de Vargas Kilca

como requisito parcial para obtenção do grau de
Doutor em Engenharia Florestal

COMISSÃO EXAMINADORA:



Solon Jonas Longhi, Dr.
(Presidente/Orientador)

Fabício de Araújo Pedron, Dr. (UFSM)



João André Jarenkow, Dr. (UFRGS)

Sandro Vaccaro, Dr. (UFSM)

Suzane Bevilacqua Marcuzzo, Dr. (UFSM)

Santa Maria, 28 de fevereiro de 2014.



Dedicatória



AGRADECIMENTOS

A realização deste trabalho só foi possível graças à colaboração de muitos, aos quais devo minha sincera gratidão:

- a Universidade Federal de Santa Maria, que me concedeu a oportunidade de realizar o curso de Doutorado em Engenharia Florestal;
- ao meu orientador prof. Dr. Solon Jonas Longhi (CCR/UFSM) pela oportunidade de trabalhar mais uma vez sob sua orientação em assuntos relacionados às florestas do Rio Grande do Sul;
- ao meu co-orientador prof. Dr. Fabrício de Araújo Pedron pela parceria no projeto, pela disponibilização de pessoal e materiais do seu laboratório para a caracterização dos solos nessa tese, pelas ótimas aulas práticas de solos em campo e pela confiança na realização desse estudo;
- a Banca Examinadora composta pelos professores citados acima e o Dr. João André Jarenkow (UFRGS), Dr. Sandro Vaccaro (CNEC) e Dra. Suzane Marcuzzo, que contribuíram decididamente para o aprimoramento da versão final dessa tese;
- ao CNPq e seu comitê de Recursos Florestais que aprovaram o projeto de Tese por meio do Programa Universal (n. 477409/2010-5) e forneceram o orçamento financeiro indispensável para a realização desse estudo. Aos parceiros do projeto profs. Dr. Solon J. Longhi (Coordenador) e Dr. Fabrício A. Pedron (Sub-coordenador) do projeto;
- a CAPES pela Bolsa de Estudos durante os quatro anos de vigência;
- ao amigo, incentivador e parceiro da pesquisa Dr. Gustavo Schwartz da Embrapa Amazônia Oriental, Belém-PA;
- as instituições, pessoas e/ou famílias que concederam a realização da pesquisa em suas propriedades em especial: Sr. Vanderley Mezzomo, Sr. Noal, Sr. Amaral, Sr. Cezar Schwartz e família, CORSAN (REBIO e Sr. Renato Cavalheiro), SEMA (PEQC e a Dr. Suzane Marcuzzo, guarda-parques Aquiles e Serjão);
- aos amigos/colegas que contribuíram com a realização da Tese Dr. Luis Fernando Alberti, Ms Eng. Agr. Gabriel Deobald (UFSM), Eng. Ftal Francisco Weber (UFSM), Biól. Mariane Bosholn (UFSM/INPA) e Eng. Ftal Daniele Dutra (UFSM);
- aos funcionários do CCR, em especial Eng. Jorge Diefenthaler e Ms. Clândio Rosa, Naira Segatto, Dr. Gerson L. Selle e Sallette R. Palma, Rone De David;
- a minha família (mãe, irmãos etc...);

- as pessoas que estiveram comigo nesses quatro anos com as quais eu compartilhei vários momentos os quais não poderia esquecer jamais: Kamila "moja droga siostra" Gladish (Dublin-Poland), Nora "norita" Salles (Montevideo-UY), Dani "le photographe" Tudor (Brussels-Belgium), Irina "where's my KAMAZ?" Zibrina (Naberezhnye Chelny-RU), Camila "mana" Schinestsk (SC), Michelle Aires (SC), Laura Sulzbach (SC), Mariane "alemoa" Bosholn (SM), Angélica "gringa" Brutti (SM), pessoal do Motogarage (SM) e aos irmãos do S.R.M.C. (RS);
- a minha querida parceira ... moto "Kamy".

RESUMO

Tese de Doutorado

Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal

Universidade Federal de Santa Maria, RS, Brasil

A SUCESSÃO SECUNDÁRIA NA FLORESTA ESTACIONAL SUBTROPICAL DO RIO GRANDE DO SUL, BRASIL

AUTOR: RICARDO DE VARGAS KILCA

ORIENTADOR: Dr. SOLON JONAS LONGHI

Data e Local da Defesa: Santa Maria, 28 de fevereiro de 2014.

As florestas estacionais subtropicais localizadas na região do rebordo do Planalto Meridional (RPM) do Rio Grande do Sul representam uma extensão da flora proveniente da província Misiones (Argentina), essa considerada um dos ecossistemas mais ameaçados do mundo. O RPM comporta a maior área de floresta do estado que são principalmente compostas de florestas secundárias originadas do abandono de áreas agrícolas. Em muitos casos, as florestas remanescentes são utilizadas como fonte de abrigo e alimento para o gado. Dado a importância das florestas do RPM para conservação da biodiversidade e para a manutenção dos serviços ecológicos, sabe-se pouco como essas florestas se regeneram após o impacto. A presente tese de doutorado foi organizada em quatro capítulos, os três primeiros buscaram descrever e avaliar a sucessão secundária nos solos e da vegetação florestal após o abandono da atividade agrícola. Foram amostradas 35 florestas preservadas em diferentes idades (5 a >100 anos) com inventários padronizados, e em menor variação ambiental possível, para análises das características do solo e da vegetação. De forma específica, o estudo procurou responder as seguintes questões: 1) como muda os atributos do solo (11 variáveis químicas e três físicas) ao longo da sucessão florestal e quais os melhores indicadores dessa mudança; 2) existe mudanças florísticas lineares ao longo da sucessão e qual a similaridade florística entre idades, cronossequências, estágios sucessionais e nas fases de desenvolvimento da floresta? 3) como mudam os atributos estruturais da vegetação (13 atributos) ao longo da sucessão e quais os melhores indicadores dessas mudanças? Os resultados demonstraram que os atributos químicos do solo e da estrutura da vegetação mudaram significativamente nas florestas ao

longo da sucessão, no entanto, as mudanças não foram lineares ou previsíveis, o que não permitiu elencar um único atributo eficiente para caracterizar uma idade de floresta. Somente com o emprego da análise discriminante foi possível identificar grupos de variáveis do solo e da estrutura da vegetação eficientes para classificar as diferentes idades de florestas. A composição florística também variou e algumas poucas espécies podem ser elencadas como indicadoras de uma determinada fase de desenvolvimento. O último capítulo avaliou o efeito do pastoreio bovino em 35 florestas com diferentes idades (5 a > 100 anos) e níveis de impacto (florestas com impacto atual de pastoreio bovino, florestas com exclusão do pastoreio a 10 anos e florestas sem pastoreio bovino). Foram realizados inventários padronizados em todas essas florestas para análise do solo e vegetação com objetivo de comparar e avaliar o efeito e a magnitude do impacto do pastoreio no ecossistema florestal. O impacto do pastoreio foi mais significativo no solo (química e textura) do que na composição florística e estrutura da vegetação, sendo possível elencar maior número de indicadores ambientais no primeiro caso. No entanto, o impacto do pastoreio no solo e no componente arbóreo pode ser recuperado em 10 anos de abandono da atividade nos ecossistemas florestais. Os resultados apresentados fornecem importantes subsídios para programas de monitoramento de impacto, recuperação de ecossistemas degradados e manejo de espécies silvícolas nesse que é o maior e mais ameaçado corredor ecológico do estado do Rio Grande do Sul.

Palavras-chave: sucessão florestal, florestas subtropicais, neotropical, impacto do gado, estrutura da floresta, composição florística.

ABSTRACT

Doctoral Thesis

Forestry Postgraduate Programme

Santa Maria Federal University, RS, Brazil

SECONDARY SUCCESSION IN SUBTROPICAL SEASONAL FOREST IN RIO GRANDE DO SUL, BRAZIL

AUTHOR: RICARDO DE VARGAS KILCA

ADVISOR: DR. SOLON JONAS LONGHI

THESIS DEFENSE: Santa Maria, February 28th, 2014.

The subtropical seasonal forests located on the Brazilian southern plateau (BSP) of Rio Grande do Sul state (Brazil) represent an extension from the Misiones province flora, considered one of the most threatened ecosystems in the world. BSP represents the largest forested areas of the state, most of them are secondary forests, originate from agricultural abandonment areas. In many cases, these forests are source of shelter and food for livestock. Given the importance of the BSP for biodiversity conservation and maintenance of ecological services is little knowledge how these forests regenerate after impact. This doctoral thesis has been organized into four chapters, the first three describe and evaluate the secondary succession in soils and forest vegetation after abandonment of agricultural activities. Thirty-five preserved forests at different ages (5 to > 100 years) with low environmental variability were sampled with standardized inventory methodology, for analyzes of the soil and vegetation attributes. Specifically, the questions that this study sought to answer were: 1) how soil attributes to change (11 chemical and three texture) along a forest succession and what are the best indicators of change, 2) are linear floristic changes along succession and what floristic similarity between ages, chronosequence, successional stages and stages of development of the forests? 3) how structural attributes of vegetation (13 attributes) changes along a chronosequences and what the best indicators of changes? The results showed that the chemical properties of soil and structure vegetation changed significantly and not predictable for a single attribute along chronosequences forests. Only discriminant analysis approach was possible to characterize the ages of forest using a group of soil and structure attributes. The

floristic composition also varied substantially where few species can be listed as indicators of a particular stage of development. Floristic patterns emerged only when pooled data from aged forests. The last chapter evaluated the effect of cattle grazing in 35 forests with different ages (5 to > 100 years) and three levels of impact (forests with current impact of cattle grazing, forests excluding grazing 10 years ago and forests without cattle grazing). Standardized inventory in all these forests were employed for analysis of soil and vegetation in order to compare and evaluate the effect and magnitude of the impact of grazing on forest ecosystem. The most adverse effect occurred in the soil (chemical and texture) than in the floristic composition and structure of vegetation. However, the impact of grazing on soil and tree component can be recovered in 10 years after stopped the activity in forest ecosystems. These results are important to impact monitoring, restoration and sustainable management projects in the largest and most endangered ecological corridor in Rio Grande do Sul State.

Key-words: secondary succession, subtropical forests, neotropical forest, cattle grazing impact, forest structure, floristic.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Mudanças do solo em cronosssequências florestais da floresta estacional subtropical do sul do Brasil

FIGURA 1 A-D – Mapas bidimensionais dos modelos discriminantes para as duas primeiras funções discriminantes (FD1 e FD2) 46

Padrões florísticos na sucessão secundária da floresta estacional subtropical do sul do Brasil

FIGURA 1 – Similaridade florística (presença e ausência) representada pelo EMD entre todas as florestas de diferentes idades nas cinco cronosssequências do RPM 71

FIGURA 2 A-C – Similaridade florística (presença e ausência) representada pelo EMNM entre florestas de diferentes idades (A), entre estágio sucessional (B) e cronosssequências (C) no RPM 72

FIGURA 3 – Similaridade florística (densidade das espécies com >9 indivíduos) representada pelo EMNM entre todas as florestas de diferentes idades nas cinco cronosssequências do RPM 73

FIGURA 4 A-C – Similaridade florística (densidade das espécies com >9 indivíduos) representada pelo EMNM entre florestas de diferentes idades (A), entre estágio sucessional (B) e cronosssequências (C) no RPM 73

Mudanças estruturais do componente arbóreo em cronosssequências da floresta estacional subtropical do sul do Brasil

FIGURA 1 – Valores absolutos dos atributos estruturais em cronosssequências na Floresta estacional subtropical no rebordo do Planalto Meridional do Rio Grande do Sul, sul do Brasil. 1-Val Feltrina, 2- Paraiso do Sul, 3- PEQC, 4- REBIO. NI= densidade de indivíduos arbóreos; N. mor= número de árvores mortas; Lianas= densidade de lianas; Riq.= riqueza de espécies arbóreas (exceto lianas); AB= área basal total; N.Ram. = número de indivíduos

ramificados;AM= altura média total das árvores; DM= diâmetro médio dos caules
..... 97

O impacto por pastoreio bovino na Floresta estacional subtropical do sul do Brasil

FIGURA 1 – Número de áreas de florestas onde houve aumento significativo do atributo do solo ou não houve diferenças significativas entre os níveis de impacto: FPI- florestas com impacto do pastoreio, FPA- florestas com pastoreio abandonado e FP - florestas preservadas.
..... 147

FIGURA 2 – Caracterização textural das florestas com diferentes idades e níveis de impacto no RPM. Impacto= pastoreio intenso (GI), pastoreio abandonado (GA) e preservado (P). Textura= Franco arenoso (FA), Franco (F), Franco siltoso (FS)..... 148

FIGURA 3 – Relação florística por idade e níveis de impacto do pastoreio por meio do escalonamento multidimensional não-métrico. Intensidades de pastoreio: pastoreio intenso (PI), pastoreio abandonado (PA) e preservado (P). Os anos estimado de cada estande estão demonstrados pelos números 149

FIGURA 4 – Relação florística por estágio de desenvolvimento das comunidades em diferentes níveis de intensidade de pastoreio. Fases de desenvolvimento: iniciação (INI), exclusão competitiva (EXC), transição demográfica (TRANS) e floresta madura (FM). Intensidades de pastoreio: pastoreio intenso (PI), pastoreio abandonado (PA) e preservado (P).
..... 150

FIGURA 5 – Proporção de indivíduos amostrados nos diferentes grupos funcionais em diferentes fases de desenvolvimento em florestas submetidas a distintos níveis de impacto. Grupos funcionais: regeneração - clímax (CL), secundária tardia (ST), secundária inicial (SI), pioneira (PIO); síndrome de dispersão de sementes - zoocóricas (ZOO), autocóricas (AUTO) e anemocóricas (ANE); forma de vida no estrato vertical- subosque (SB), dossel (D) e emergentes (EM). Fases de desenvolvimento: iniciação (INI), exclusão competitiva (EXC), transição demográfica (TRANS) e floresta madura (FM). Intensidades de pastoreio: pastoreio intenso (PI), pastoreio abandonado (PA) e preservado (P) 151

FIGURA 6 – Número de áreas de florestas onde houve aumento significativo do atributo estrutural ou não houve diferenças significativas (ns) entre os níveis de impacto: FPI-

florestas com impacto do pastoreio, FPA- florestas com pastoreio abandonado e FP - florestas preservadas 152

LISTA DE TABELAS

Mudanças do solo em cronossequências florestais na Floresta estacional subtropical do sul do Brasil

Tabela 1 – Cronossequências analisadas na região central no rebordo do Planalto Meridional do Rio Grande do Sul, sul do Brasil 37

Tabela 2 – Valores de tendência central dos elementos químicos nos solos (0-15cm) em quatro cronossequências florestais da Floresta estacional subtropical no rebordo do Planalto Meridional do Rio Grande do Sul, sul do Brasil 41

Tabela 3 – Valores de tendência central dos elementos químicos nos solos (0-15cm) em quatro cronossequências florestais da Floresta estacional subtropical no rebordo do Planalto Meridional do Rio Grande do Sul, sul do Brasil 42

Tabela 4 – Valores de tendência central das variáveis granulométricas nos solos (0-15cm) de diferentes idades da Floresta estacional subtropical no rebordo do Planalto Meridional do Rio Grande do Sul, sul do Brasil 43

Tabela 5 – Funções discriminantes com seus respectivos autovalores, porcentagens de variação e correlação canônica 44

Tabela 6 – Resultados dos escores dos pesos de cada variável em cada função discriminante nos quatro modelos discriminante de Fisher 45

Tabela 7– Resultados da classificação das características de solos em quatro cronossequências de florestas estacionais por meio da análise discriminante de Fisher 47

Padrões florísticos na sucessão secundária da Floresta estacional subtropical no sul do Brasil

Tabela 1 – Cronossequências analisadas na região central no rebordo do Planalto Meridional do Rio Grande do Sul, sul do Brasil 66

Tabela 2 – Valores de riqueza de espécies nativas e exóticas nas cinco cronossequências da Floresta estacional subtropical no rebordo do Planalto Meridional, sul do Brasil	68
Tabela 3 – Composição florística das espécies dominantes e das associações florísticas (>40% do VI total) em cinco cronossequências da Floresta estacional subtropical no rebordo do Planalto Meridional, sul do Brasil	69
Tabela 4 – Lista das 125 espécies amostradas nas cinco cronossequências avaliadas na floresta estacional subtropical no rebordo do Planalto Meridional, sul do Brasil	84

Mudanças estruturais do componente arbóreo em cronossequências da floresta estacional subtropical no sul do Brasil

Tabela 1 – Cronossequências analisadas na floresta estacional subtropical no rebordo do Planalto Meridional do Rio Grande do Sul, sul do Brasil	93
Tabela 2 – Valores absolutos dos atributos estruturais obtidos em estandes de 1000m ² de diferentes idades em quatro cronossequências na floresta estacional subtropical no rebordo do Planalto Meridional do Rio Grande do Sul, sul do Brasil	96
Tabela 3 – Valores de tendência central dos atributos estruturais em quatro cronossequências na floresta estacional subtropical no rebordo do Planalto Meridional do Rio Grande do Sul, sul do Brasil	98
Tabela 4 – Valores de tendência central dos atributos estruturais em quatro cronossequências na floresta estacional subtropical no rebordo do Planalto Meridional do Rio Grande do Sul, sul do Brasil	99
Tabela 5 – Funções discriminantes com seus respectivos autovalores, porcentagens de variação e correlação canônica	101
Tabela 6 – Resultados dos escores dos pesos de cada variável em cada função discriminante nos quatro modelos discriminante de Fisher	101
Tabela 7 – Porcentagem de casos classificados de acordo com os MDFs gerados para quatro cronossequências de florestas estacionais	103

O impacto por pastoreio bovino na floresta estacional subtropical do sul do Brasil

Tabela 1 – Idades, características ambientais e localidades das 34 florestas em diferentes níveis de impacto por pastoreio na região central do rebordo do Planalto Meridional do Rio Grande do Sul, sul do Brasil	142
Tabela 2 – Valores de tendência central dos elementos químicos nos solos (0-15cm) em sete idades de florestas sob diferentes níveis de impacto por pastoreio bovino na floresta estacional subtropical no rebordo do Planalto Meridional, sul do Brasil	143
Tabela 3 – Valores de tendência central dos elementos químicos nos solos (0-15cm) em sete idades de florestas sob diferentes níveis de impacto por pastoreio bovino na floresta estacional subtropical no rebordo do Planalto Meridional, sul do Brasil	144
Tabela 4 – Valores de tendência central dos atributos estruturais em quatro cronossequências na floresta estacional subtropical no rebordo do Planalto Meridional do Rio Grande do Sul, sul do Brasil	145
Tabela 5 – Valores de tendência central dos atributos estruturais em 10 idades de florestas sob diferentes níveis de impacto por pastoreio bovino na floresta estacional subtropical no rebordo do Planalto Meridional, sul do Brasil	146
Tabela 6 – Densidade e grupos funcionais das espécies mais representativas nas fases de desenvolvimento da floresta estacional subtropical no rebordo do Planalto Meridional, sul do Brasil	153

LISTA DE ANEXOS

Abstract (Changes in soils along chronosequences in the subtropical seasonal forest of southern Brazil)	167
Abstract (Floristic patterns in secondary succession Seasonal Subtropical Forest of southern Brazil)	169
Abstract (Structural changes in the arboreal component on seasonal subtropical forests chronosequences in Southern Brazil)	170
Abstract (The impact of cattle grazing on seasonal subtropical forest in southern Brazil)	171
Acervo fotográfico de algumas áreas de estudo	172

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO	21
Mudanças do solo em cronossequências florestais da floresta estacional subtropical do sul do Brasil	31
Resumo.....	32
Introdução.....	33
Material e métodos.....	34
Resultados	40
Discussão e conclusão.....	47
Referências bibliográficas	54
Padrões florísticos na sucessão secundária da floresta estacional subtropical do sul do Brasil	61
Resumo.....	62
Introdução.....	62
Material e métodos.....	64
Resultados	67
Discussão e conclusão.....	74
Referências bibliográficas	79
Anexos do Artigo	84
Mudanças estruturais do componente arbóreo em cronossequências da floresta estacional subtropical do sul do Brasil	86
Resumo.....	87
Introdução.....	88
Material e métodos.....	90
Resultados	95
Discussão e conclusão.....	103
Referências bibliográficas	111

O impacto por pastoreio bovino na floresta estacional subtropical do sul do Brasil	118
Resumo.....	119
Introdução.....	119
Material e métodos.....	122
Resultados	125
Discussão e conclusão.....	129
Referências bibliográficas	136
Anexos do artigo	142
DISCUSSÃO.....	155
CONCLUSÃO.....	159
REFERÊNCIAS.....	161
ANEXOS E APÊNDICES	167

INTRODUÇÃO

A maioria dos estudos ecológicos/florestais tem geralmente focado suas atenções para ecossistemas maduros (LUGO, 1992). Dada a condição atual de mudanças globais, o estudo em florestas impactadas talvez seja um dos mais importantes setores de pesquisas a ser aprimorada devido à necessidade de gerar conhecimento dos aspectos que regem a dinâmica dos ecossistemas, bem como, a divulgação dos inúmeros bens e serviços prestados pelos ecossistemas em regeneração para a sociedade humana (ITTO, 2002; FAO, 2003).

Quando uma floresta é removida ou perturbada e depois de certo tempo abandonada, inicia-se um processo de regeneração natural do ecossistema, que pode ser lento ou rápido, dependendo do histórico e intensidade das perturbações e dos componentes bióticos e abióticos do sistema. Esse processo é denominado sucessão secundária e apresenta-se altamente complexo pela quantidade de fatores envolvidos (BAZZAZ e PICKETT, 1980; BROWN e LUGO, 1990; GLENN-LEWIN e VAN DER MAAREL, 1992; GUARIGUATA e OSTERTARG, 2001). Atualmente, admite-se que serviços importantes como a recreação humana, o seqüestro de carbono, a utilização de produtos florestais não madeireiros, a proteção de mananciais, a manutenção da biodiversidade e da fertilidade do solo, respondem por até 96% do valor total das florestas secundárias (ITTO, 2002). Dessa forma, cresce o interesse em nível mundial acerca da divulgação dos benefícios das florestas secundárias, principalmente nos países em desenvolvimento que apresentam altas proporções de área coberta com essas formações (SMITH et al. 1997; EMRICH et al. 2000; ITTO, 2002; CIFOR, 2006; FAO, 2007).

Todos os estudos de sucessão florestal secundária apontam que fatores abióticos (clima e drenagem), bióticos (solo, banco de sementes, interações animal-plantas) e antrópicos (tipo e intensidade de distúrbio, matriz da paisagem) podem alterar a dinâmica de uma floresta (ver BROWN e LUGO, 1990; GLENN-LEWIN et al. 1992; GUARIGUATA e OSTERTARG, 2001, DeWALT et al., 2003). Essas complexas interações de fatores podem determinar diferentes “rotas” no desenvolvimento das florestas secundárias e dificultam a realização de modelos previsíveis da sucessão florestal (ver BREUGEL, 2007). A maioria dos estudos de sucessão florestal desenvolvidos na região Neotropical procurou investigar aspectos desse processo dinâmico de forma fragmentada, contemplando um (composição) ou alguns dos aspectos conjuntamente (composição e estrutura) (ver UHL et al. 1988; AIDE et

al. 2000; PASCARELLA et al. 2000; KENNARD et al. 2002; ALMEIDA e VIEIRA, 2001, PEÑA-CLAROS, 2003; MARTIN et al. 2004, etc.). Portanto, ainda são raros os estudos que são delineados para acompanhar a dinâmica temporal das florestas secundárias ao longo do tempo em uma mesma fitofisionomia que busquem analisar diferentes aspectos da sucessão conjuntamente (ver revisão em GUARIGUATA e OSTERTARG, 2001). Essa carência de estudos que proporcionem um melhor entendimento do processo de sucessão florestal secundária impede um melhor conhecimento sobre a dinâmica nas diferentes formações florestais e, conseqüentemente, dificultam a elaboração de programas de manejo e restauração baseados em conceitos fundamentalmente ecológicos (ver ITTO, 2002; DUGAN et al. 2003).

No Brasil, os principais estudos sobre a sucessão florestal foram descritos para as florestas tropicais úmidas (UHL et al. 1988), sendo ainda raros os estudos desenvolvidos nas demais fitofisionomias. Dadas as condições do País representar a maior diversidade vegetal do planeta distribuídas em um número enorme de fitofisionomias florestais, o crescente estado de perturbação desses ecossistemas e a carência de estudos sobre a sucessão dessas florestas, torna-se urgente e estratégica a implantação de pesquisas que busquem avaliar aspectos da sucessão secundária em florestas degradadas nas diferentes fitofisionomias. Essas pesquisas é que irão fornecer dados para subsidiar programas mais eficientes de conservação, recuperação e uso sustentado dos recursos naturais.

O Estado do Rio Grande do Sul destaca-se por apresentar a maior parte de cobertura florestal remanescente como formações secundárias (SEMA/UFMS, 2001). Essas florestas secundárias estão representadas nas cinco principais fitofisionomias: florestas ombrófilas densas, florestas ombrófilas mistas, florestas estacionais decíduais e semidecíduais além das florestas de formações pioneiras (restingas e florestas ribeirinhas) (sensu IBGE, 2012). O bom conhecimento da composição florística do Estado, com um dos maiores herbários do país e manuais publicados para identificação das espécies vegetais (SOBRAL et al. 2006), o conhecimento básico da estrutura de todas as fitofisionomias (<http://w3.ufsm.br/ifcrs/>) e de alguns processos ecológicos da sucessão (SCHUMACHER et al. 2011) fornecem grandes vantagens para o desenvolvimento de estudos sobre a sucessão no estado. Entretanto, para consolidar e aprimorar as constatações sobre a dinâmica das florestas estacionais levantadas até o momento é necessário que sejam desenvolvidos inventários florestais específicos (com o número maior de fragmentos com diferentes idades e com réplicas de idades) para desenvolver modelos quantitativos eficientes de previsão da dinâmica florestal. Estudos

detalhados dessa maneira podem fornecer também outras aplicações práticas como a verificação de indicadores ambientais mais efetivos para a dinâmica e programas de monitoramento e restauração desse ecossistema.

A sucessão secundária após o abandono de áreas agrícolas: mudanças nas características do solo e vegetação

A expansão da ocupação humana em nível global e a conseqüente transformação dos ecossistemas naturais têm sido apontadas como as principais causas da perda da biodiversidade (CDB, 2002) e uma das razões das mudanças climáticas (IPCC, 2007). A remoção total das florestas nativas ocasionada pelas atividades agro-silvo-pastoris, constitui a forma mais severa e comum de distúrbio antrópico desses ecossistemas nos neotrópicos (FAO, 2007). De uma forma geral, a sucessão florestal em áreas abandonadas pelo cultivo agrícola inicia com a colonização do sítio (geralmente por herbáceas, arbustos e lianas), progredindo em direção ao fechamento de uma copa pelo estabelecimento de espécies arbóreas de vida curta, substituição dessas por arbóreas de vida longa de grande porte e de crescimento lento (entre outras diversas plantas adaptadas à sombra) e, finalmente, ao retorno para uma estrutura e composição similares (ou não) às condições da floresta anteriormente removida (BAZZAZ e PICKET, 1980; GUARIGUATA e OSTERTAG, 2001). Os impactos da supressão da vegetação e cultivo seguido do abandono da terra produzem subsequentemente mudanças nas condições edáficas. Assim, é necessário avaliar a qualidade do solo (textura, nutrientes e umidade) como parte integrante do sistema da sucessão (ver PENUELA e DREW, 2004).

Essas séries de modificações na composição de espécies, por sua vez, acarretam na alteração da estrutura, função e qualidades do ecossistema ao longo do tempo: biomassa, ciclagem de nutrientes, área basal, composição, densidade e riqueza de espécies, características edáficas, luminosidade, etc. (BROWN e LUGO, 1990; GUARIGUATA e OSTERTAG, 2001; SCHUMACHER et al. 2011). Contudo, para reconhecer e entender a complexidade dos processos sucessionais é indispensável examinar simultaneamente as mudanças e interações dos múltiplos mecanismos (PEET, 1992).

Um exemplo da sucessão vegetal nos processos ecológicos pode ser demonstrado na sua relação com as mudanças nos nutrientes do solo. O desenvolvimento da floresta determina graduais mudanças na entrada e fluxos de nutrientes resultante da maior acumulação de nutrientes na biomassa viva e material morto. Esses nutrientes retornam ao solo via decomposição da matéria orgânica no chão da floresta proveniente da deposição de serapilheira, queda de outros órgãos das plantas ou morte de indivíduos. Esse aporte constante de nutrientes diminui a dependência específica das plantas aos nutrientes minerais do solo ao longo da sucessão dando maior destaque a translocação interna de nutrientes (BINKLEY e FISHER, 2013).

Algumas características estruturais das florestas secundárias são previsíveis ao longo da sucessão, como a altura, a área basal e a biomassa que geralmente tendem a aumentar linearmente, enquanto que outros atributos tendem a assumir comportamento caótico (riqueza, diversidade, densidade). A maioria dos estudos em cronossequências no neotrópico buscou investigar as mudanças dos aspectos estruturais e da composição florística ao longo da sucessão (UHL et al. 1988, PASCARELLA et al. 2000, KENNARD et al.; 2002, ALMEIDA e VIEIRA, 2001, PEÑA-CLAROS, 2003, MARTIN, et al. 2004, etc.). Assim, uma abordagem comum nos estudos de cronossequências é perguntar quanto das características do ecossistema retorna aos níveis anteriores ao distúrbio (GUARIGUATA e OSTERTAG, 2001). Por exemplo, o tempo estimado para as florestas tropicais úmidas, derivadas de áreas abandonadas pela agricultura, recuperarem algumas de suas características estruturais de forma semelhantes às florestas maduras de uma mesma região, pode variar de décadas (como riqueza de espécies) ou séculos (como biomassa) (SALDARRIAGA e UHL 1991, PEÑA-CLAROS, 2003, MARTIN et al. 2004).

Uma ressalva para os resultados deve ser feita porque muito do que se conhece hoje a respeito da dinâmica das florestas neotropicais se deve aos estudos desenvolvidos nas florestas tropicais úmidas. Pesquisas realizadas em outras fitofisionomias e outros climas têm revelado padrões diferentes de regeneração dentro do mesmo tipo de distúrbio (ver GRAU, 1997; PASCARELLA et al. 2000; KENNARD, 2002; VIEIRA e SCARIOT, 2006; KILCA e LONGHI, 2011).

Na floresta estacional subtropical do Brasil, são recentes os estudos sobre a sucessão secundária dessa formação florestal, sendo que a maioria desses estudos estão reunidos na obra de Schumacher et al. (2011) que abordou assuntos relacionados com a mudanças na

composição florística, na regeneração natural, nos nutrientes do solo, no crescimento de espécies arbóreas, na produção de serapilheira e no comportamento nutricional de espécies arbóreas em três idades (30, 55 e > 90 anos) ou diferentes estágios sucessionais da floresta (capoeirão, secundária antiga e floresta madura). Muitas diferenças na vegetação e no solo foram apontadas entre esses estágios sucessionais, no entanto, para o estabelecimento de um padrão consistente sobre a sucessão das florestas estacionais subtropicais do rebordo do Planalto Meridional sub brasileiro ainda necessitam réplicas entre as idades, maior número de idades florestais e a análise em diferentes regiões da área de influência dessa vegetação.

Estudos da sucessão por meio de cronosequências

A dificuldade da determinação da idade de um floresta ou estande florestal está representado pela escala temporal existente entre as árvores e os humanos. Experimentos bem delineados com dinâmica da floresta requer algumas gerações de cientistas (PRETZSCH, 2010). E essa condição está expressa na quantidade de trabalhos sobre a dinâmica florestal publicados, onde existem poucas áreas estudadas por décadas sendo muitos estudos utilizando outros métodos (PRETZSCH, 2010).

O estudo por meio de cronosequência é uma das formas mais comum de descrição da sucessão para ecossistemas florestais, e tem como base a análise de dados provenientes de sítios da mesma fitofisionomia, porém com diferentes idades. A seqüência dessas diferentes idades é assumida como uma indicação da seqüência sucessional da vegetação (GLENN-LEWIN e Van der MAAREL, 1992; PRETZSCH, 2010). O método de parcelas fixas alocadas em florestas de diferentes idades permite a maior acurácia de medida dos parâmetros de interesse em uma escala espacial e temporal e por isso tem sido bastante utilizado nos estudos de sucessão em florestas neotropicais (UHL et al. 1988; AIDE et al. 2000; PASCARELLA et al. 2000; KENNARD et al; 2002; ALMEIDA e VIEIRA, 2001, PEÑA-CLAROS, 2003; MARTIN et al. 2004). Embora seja questionado o emprego desse método por alguns pesquisadores (PICKETT, 1989; FOSTER e TILMAN, 2000; JOHNSON e MIYANISHI, 2007), nenhum outro método fornece resultados mais rápidos e com custos tão inferiores. Aprimorar a minimização dos erros estatísticos nos estudos de cronosequência, através de inventários padronizados e análises estatísticas específicas e réplicas de estandes com mesma

idade, poderiam decisões úteis a serem adotadas que aumentariam a confiabilidade dos resultados (FRELICH, 2002).

Conforme Frelich (2002), inúmeros fatores ainda contribuem para o conhecimento difuso da dinâmica florestal, como o alcance limitado do conhecimento dos sítios florestais, os diferentes padrões de sucessão, o curto tempo de estudos, as poucas áreas de estudos e a falta de um contexto espacial definido.

Na floresta estacional subtropical, estudos sobre diferentes aspectos da dinâmica da vegetação e do solo foram realizados utilizando o método de cronosequências (ANDREIS et al. 2005; BRUN et al. 2001, 2005, 2010; LONGHI et al. 2005; VACCARO et al. 1999, 2003; WOJCIECHOWSKI et al. 2009). No entanto, o método ainda necessita ser aprimorado quanto ao número de réplicas de idades florestais, diminuir a variação ambiental entre os sítios, padronizar o método de inventário florestal em todas as idades e diminuir a escala temporal da análise.

A importância do tipo de perturbação na sucessão da vegetação

A paisagem é composta por muitos estandes onde podemos localizá-los e caracterizá-los por meio de sua idade, composição florística, estágio de desenvolvimento ou crescimento da vegetação. Os padrões de diferentes tipos de estandes na paisagem é o resultado das relações entre o solo, a fisiografia e os efeitos de distúrbio na vegetação (FRELICH, 2002). Alguns estudos revelam que 3,6% dos estandes em uma paisagem são estáveis no tempo e que estes podem permanecer estáveis por até 72 anos dentro de condições naturais de regime de distúrbios (FRELICH, 2002; LOSOS e LEIGHT Jr. 2004). Assim, o regime de distúrbio é a principal força que estrutura o mosaico de comunidades florestais através da paisagem (SPIES e TURNER, 1999; FRELICH, 2002). Dessa forma, surgem padrões de regeneração natural (o processo mais importante da sucessão florestal) baseados na interação entre regimes de distúrbios (intensidade, frequência e escala) e a biologia das espécies (história de vida, fisiologia e comportamento) que compõem a fitofisionomia (DeSTEVENS e WRIGHT, 2002).

As florestas tropicais são bastante resilientes (PASCARELLA et al. 2003) sendo as espécies vegetais adaptadas a diferentes graus de distúrbios em seus habitats. No contexto

atual das paisagens tropicais e subtropicais, as florestas secundárias apresentam-se como fragmentos de diferentes tamanhos inseridos em uma matriz de centros urbanos e terras agrícolas, muitas vezes apresentando invasão de espécies arbóreas exóticas, pressão de caça, pastoreio de animais domésticos, corte seletivo de espécies vegetais de interesse econômico, o que contribui para a diminuição e debilitando os serviços prestados por esses ecossistemas (PASCARELLA et al. 2000). Dessa forma, as florestas nativas como recursos naturais estratégicos, representam um dos maiores desafios de gestão para políticos e cientistas nesse século, principalmente no cenário da região neotropical que abriga uma grande biodiversidade e que mantém grandes áreas de florestas (ITTO, 2002).

Pastoreio bovino no subosque

As florestas estão propensas a diferentes tipos de distúrbios naturais e antrópicos em escalas temporais e espaciais. Efeitos em grandes escalas podem ocasionar remoção ou aumento da mortalidade de árvores em um estande como, por exemplo, efeitos de queimadas e vendavais, ou podem gerar pequenas mudanças na estrutura da vegetação devido, por exemplo, a herbivoria seletiva de ungulados domésticos. As várias formas nas quais os ungulados podem impactar a vegetação compreendem (REISMOSSER et al. 1999): a) o caminhamento, o pastoreio, o desgaste e a descamação. Em longos períodos de tempo (décadas a séculos), os efeitos dos ungulados podem ocasionar mudanças na composição das espécies, nos solos, na estrutura horizontal e vertical das árvores e na dinâmica das florestas (BELSKY e BLUMENTHAL, 1997; DIDION et al. 2009).

Nos Estados Unidos, o pastoreio no subosque está relacionado com a redução da frequência de fogo, o aumento na densidade de espécies arbóreas (plântulas e jovens) tolerantes a sombra, mais sensíveis ao fogo e menos palatáveis, diminuição na densidade e na cobertura das espécies herbáceas nativas, aumento na densidade de espécies herbáceas exóticas tolerantes ao pastoreio. Outros efeitos no ecossistema florestal como a menor proporção de liteira que aumenta a maior área de solo exposto (aumento do escoamento superficial, diminui o aporte de nutrientes ao solo) e o aumento da compactação (diminui a entrada de água no solo e aumenta o escoamento superficial) (FLEISCHNER, 1994; BELSKY e BLUMENTHAL, 1997).

Um dos impecílios de se estabelecer estudos de causa-efeito dos efeitos dos ungulados na vegetação florestal se deve ao fato das frequentes flutuações populacionais das espécies vegetais através do tempo e a variabilidade na intensidade do pastoreio não são constantes ao longo do tempo (DIDION et al. 2009). Por outro lado, o a procura do alimento em meio a floresta vai ser determinado por diversos fatores como a distância da água, a temperatura, a humidade, a disponibilidade da forragem e o comportamento do rebanho (ROATH e KRUEGER, 1982).

Entretanto, a importancia relativa dos efeitos do pastoreio bovino em relação aos fatores ambientais naturais e o tempo de abandono do pastoreio tem sido pouco documentado no Brasil. Na região da floresta estacional subtropical no rebordo do Planalto Meridional, o pastoreio bovino é uma das atividades econômicas mais frequentes nas propriedades dos pequenos e médios produtores rurais. Esses produtores necessitam diversificar sua produção na propriedade e a impossibilidade legal da remoção da floresta nativa favoreceu o uso dessas como fonte de alimento ao gado bovino. Nenhum estudo foi desenvolvido para investigar o efeito dessa atividade comum e de ampla escala espacial na vegetação e solo da floresta.

A Tese

A presente tese tem como objetivo abordar assuntos relacionados com os temas acima mencionados, dando ênfase a diversos aspectos da sucessão secundária em áreas abandonadas pela atividade agrícola e em áreas florestas submetidas ao pastoreio bovino na região do rebordo do Planalto Meridional (RPM) da região central do Estado do Rio Grande do Sul, sul do Brasil. A tese foi elaborada em quatro capítulos redigidos nas normas de revistas internacionais.

O método de cronosequência com o uso de inventários padronizados (método de amostragem e inclusão de indivíduos) em todas as áreas amostrais foi adotado para inferir sobre diferentes aspectos da sucessão secundária nessa fitofisionomia florestal. Nos primeiros três capítulos, todas as áreas de florestas secundárias e primárias podem ser consideradas preservadas. Considerou-se esse *status* porque as florestas de diferentes idades avaliadas se regeneraram sem impacto antrópico significativo (observado e relatado pelos proprietários) pois foram mantidas preservadas em todo o seu período de desenvolvimento. Dentro desse

escopo, foram identificadas várias cronossequências no RPM e as florestas de diferentes idades (com idades entre 8 a > 100 anos) foram avaliadas quanto as suas mudanças no solo (química e granulométrica), na florística (riqueza e composição de espécies) e na estrutura (horizontal e vertical) do componente lenhoso (arbustos, árvores e lianas).

Nesse sentido, o capítulo 1 o objetivo geral foi avaliar as mudanças nas características químicas e granulométricas do solo ao longo da sucessão florestal. Assim, o estudo procurou responder as seguintes questões: a) qual a magnitude de mudança de diversas variáveis físicas e químicas do solo nas diferentes idades de florestas? b) um conjunto de variáveis pode ser usado para distinguir diferentes idades de solos florestais? c) quais as variáveis mais importantes para serem consideradas como indicadoras de impacto e recuperação do solo?

No capítulo 2, o objetivo foi investigar se ocorrem variações significativas na riqueza e na composição das espécies ao longo das diferentes idades da floresta avaliando as seguintes questões: a) como varia a riqueza de espécies entre florestas secundárias de diferentes idades e florestas maduras? b) existem mudanças direcionais das espécies mais importantes ao longo da sucessão? c) qual a similaridade florística entre as diferentes idades de florestas, os estágios sucessionais e nas cronossequências como um todo?

No capítulo 3, o foco do estudo foi avaliar como muda a estrutura da vegetação ao longo do tempo. Nesse sentido, a pesquisa foi desenvolvida para responder as seguintes questões: a) como os atributos estruturais mudam ao longo da sucessão florestal e, b) se é possível identificar uma ou um conjunto de variáveis estruturais eficientes para distinguir as diferentes idades florestais?

No último capítulo, as florestas de diferentes idades avaliadas apresentaram duas condições distintas: a) uma cronossequência onde atualmente existe o pastoreio bovino no subosque e b) outra cronossequência onde essa atividade foi abandonada há 10 anos antes de ser realizados os presentes inventários (2002). Assim, este capítulo procurou responder temas específicos como: a) qual o impacto do pastoreio nos atributos químicos e granulométricos dos solos nessas áreas? b) o pastoreio pode eliminar algumas e favorecer o desenvolvimento de outras espécies arbóreas? c) quais são os componentes estruturais da vegetação arbórea mais afetados pela atividade de pastoreio?

No final da Tese encontra-se um capítulo para a discussão geral dos resultados apresentados, uma conclusão geral e os Anexos contendo os *Abstracts* e o material fotográfico das florestas inventariadas.

Capítulo 1



Mudanças do solo em cronossucessões florestais na floresta estacional subtropical do sul do Brasil

Ricardo V. Kilca¹; Fabrício de A. Pedron²; Solon J. Longhi³

¹*Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal, Universidade Federal de Santa Maria. Santa Maria, RS, Brasil.*

²*Departamento de Solos, Universidade Federal de Santa Maria. Santa Maria, RS, Brasil.*

³*Professor Sênior do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal, Universidade Federal de Santa Maria. Santa Maria, RS, Brasil.*

¹Autor para correspondência: Rua Pedro Pereira, 108. Nsra de Lourdes, Santa Maria, RS, CEP 97050-590, Brasil. E-mail: rvkilka@gmail.com

(Redigido nas normas da Forest Ecology and Management)

Mudanças do solo em cronosssequências florestais da floresta estacional subtropical do sul do Brasil

RESUMO

O abandono de terras agrícolas e a recuperação da vegetação e dos solos exauridos têm sido um tema recentemente investigado como forma de avaliar a intensidade do impacto e o papel da floresta na recuperação do solo. O objetivo desse estudo foi descrever e avaliar as magnitudes das mudanças das características químicas e granulométricas dos solos florestais que foram abandonados em diferentes décadas após o cultivo agrícola em áreas de encostas do Planalto Meridional, sul do Brasil. Amostras de solos foram coletadas a 15 cm de profundidade e analisadas com metodologias padronizadas para determinar as suas características químicas e granulométricas (17 variáveis) sob quatro cronosssequências florestais (25 florestas) com idades variando de cinco a >100 anos, a maioria em encostas com o predomínio de Neossolos Litólicos Eutróficos. Todas as características dos solos mudaram significativamente e de forma não linear com o avanço da regeneração florestal conforme os testes de comparação de médias. A análise discriminante de Fisher demonstrou que grupos de variáveis de solos analisadas conjuntamente podem melhor contribuir para distinguir significativamente os solos de diferentes idades florestais em todas as cronosssequências. Seis atributos químicos relacionados com a fertilidade do solo poderiam ser considerados os melhores indicadores de monitoramento das áreas impactadas pela agricultura.

Palavras-chave: sucessão secundária, impacto agricultura, dinâmica florestal, análise discriminante.

1. Introdução

A remoção das florestas nativas, ocasionada pelas atividades agro-silvo-pastoris, constitui a forma mais severa e comum de distúrbio antrópico desses ecossistemas nos neotrópicos (FAO, 2007). Existem diversos estudos comparativos que demonstram fortes alterações nas propriedades físicas, químicas e biológicas nos solos logo após o desflorestamento (Guariguata e Ostertag, 2001; Mojiri et al. 2011) ou em médios e longos períodos de cultivo agrícola (Huggett, 1998; Islam e Weil, 2000; Lemenih et al. 2005; Yemefak et al., 2006). Após o abandono da área agrícola, geralmente por perda da fertilidade dos solos, inicia o processo de sucessão florestal, onde os solos ficam protegidos contra erosão e o escoamento superficial ao passo que se instala um novo sistema de ciclagem de nutrientes através da vegetação (Guariguata e Ostertag, 2001). No entanto, existem controvérsias se o desenvolvimento desses solos após perturbação ocorre de forma progressiva (estável ou não-autorganizável) ou então de forma instável (caótica ou auto-organizável) (Huggett, 1998).

A maior dificuldade em estudos de sucessão secundária se deve ao processo longo (décadas) de registros necessários o que requerer dedicação de gerações de pesquisadores, além de disponibilidades constantes de orçamentos para manutenção do trabalho (Pretzch, 2009). O método de cronosequência assume que sítios em condições ambientais similares, mas de diferentes idades, podem indicar uma sequência de desenvolvimento do ecossistema após perturbação. Por demonstrar rapidez na obtenção dos resultados e baixo custo, esse método vem sendo frequentemente usado para estudos de predição e teste de teorias de sucessão secundária da vegetação (Glenn-Lewin e Van der Maarel, 1992; Guariguata e Ostergard, 2001) e dos solos após distúrbio (Harden, 1982; Huggett, 1998; An et al. 2008; Marin-Spiotta et al. 2009). A escolha desse método requer um maior cuidado por parte do pesquisador na padronização de seleção das áreas, nos períodos e métodos de coletas para que

os resultados sejam relevantes (Frelich, 2002; Nortcliff, 2002). Além disso, a natureza discreta dos dados de uma cronosequência e as diversas variáveis pedológicas envolvidas na análise requer o emprego de estatísticas multivariadas (Huggett, 1998).

No rebordo do Planalto Meridional (RPM) encontra-se a maior área de floresta remanescente do Estado do Rio Grande do Sul, sul do Brasil (Cordeiro e Rasenack, 2009). A maior parte dessa área corresponde à florestas secundárias abandonadas em diferentes décadas após o cultivo agrícola dos solos. Predominam nessa região montanhosa os Neossolos Litólicos e Neossolos Regolíticos, solos jovens de baixa profundidade e fertilidade variada que podem ocorrer em diferentes ambientes da encosta (Pedron e Dalmolin, 2011).

O presente estudo procurou investigar padrões na variação do solo em quatro cronosequências de florestas com idades entre 5 a > 100 anos no RPM. Dezessete variáveis químicas e granulométricas foram analisadas isoladamente e conjuntamente para definir: a) qual a magnitude de mudança dessas variáveis nas diferentes idades de florestas? b) um conjunto de variáveis pode ser usado para distinguir diferentes idades de solos florestais? c) quais as variáveis mais importantes para serem consideradas como indicadoras de impacto e recuperação do solo?

2. Material e métodos

2.1. Área de estudo

As áreas de florestas se localizam na região central do rebordo do Planalto Meridional (RPM) no estado do Rio Grande do Sul, Sul do Brasil. O clima é do tipo Cfa segundo Koppen, onde os registros climáticos para a região no período de 1970 a 2007 indica a temperatura média anual oscilante em torno de 19,2 °C, com uma amplitude média mensal de

10,1 a 27 °C, com a média das mínimas de 5,8 °C e a média das máximas de 34,4°C. A precipitação média mensal varia de 141,49 mm a 476,80 mm e a precipitação total anual é de 1697,2 mm (Rossato, 2011). O RPM é formado pela dissecação do Planalto e parte da Bacia sedimentar, onde rochas vulcânicas ácidas e básicas da Formação Serra Geral e rochas sedimentares da formação Botucatu e Caturrita ocorrem desde altitudes de 150 metros até aproximadamente 500 metros (Sartori, 2009). Os Neossolos localizados nas encostas superiores do RPM são formados por rochas vulcânicas da Formação Serra Geral, enquanto que aqueles localizados nas encostas inferiores do RPM são derivados de sedimentos da Formação Caturrita (Pedron et al., 2010). Em termos gerais, os Neossolos Litólicos se caracterizam pela presença de contato lítico, ou seja, uma camada de rocha inalterada dentro de uma profundidade de 50 cm da superfície. Nos Neossolos Regolíticos, o contato lítico ocorre em profundidade superior a 50 cm (Pedron et al. 2009). Descrições detalhadas sobre sua ocorrência em diferentes ambientes do RPM, seus teores nutricionais, mineralogia e morfologia foram realizadas por Pedron et al. (2009), Pedron et al. (2010), Pedron e Dalmolin (2011) e Pedron et al. (2012).

A fitofisionomia predominante nessas escarpas é do tipo Floresta Estacional Decidual (IBGE, 2012) ou floresta estacional subtropical (Klein, 1972). As áreas de estudo se encontram dentro de uma faixa de menor variação de clima, geologia e vegetação em relação à extensão total das florestas ocorrentes no RPM (ver Ferraz e Roberti, 2011; Kilca e Longhi, 2011; Robaina et al. 2011). Os detalhes da composição e estrutura da vegetação em cada uma das áreas onde foram amostrados os solos encontram-se em Kilca (2014).

2.2. Delineamento amostral

Para a escolha dos estandes foram consideradas as recomendações para identificação dos tipos de distúrbios e a cronologia do estande segundo Frelich (2002): entrevistas com

proprietários ou antigos moradores (para conhecer o tipo de distúrbio e o histórico de uso/abandono), imagens orbitais recentes e antigas das áreas escolhidas (Google Earth (imagens recentes) e fotografias aéreas (1960 e 1970, ver ítem Agradecimentos), composição florística (presença de espécies indicadoras) e estrutura da vegetação (tamanho e porte). Segundo o mesmo autor, o emprego dessas recomendações permite ao pesquisador obter um tempo estimado de décadas passadas (até 100 anos), em uma escala espacial adequada com a escala do estudo (100 m). Nas quatro cronossequências, procurou-se padronizar as coletas dos solos florestais em diferentes idades de florestas preservadas (áreas de agriculturas abandonadas e mantidas sem qualquer distúrbio antrópico), em idades de florestas que variassem de cinco a 100 anos e que estivessem próximas espacialmente e em posições similares da encosta do RPM. Assim, influências de diferentes variáveis como a declividade, origem da rocha matriz, exposição e da encosta foram minimizadas para que os resultados contivessem menos erros do que uma amostragem aleatória simples. A lista com o número de estandes amostrados com seus respectivos tipos de distúrbio, idades, uso do solo e demais informações estão descritos na Tabela 1.

Em todos os estandes foram instaladas parcelas de 1000m² subdivididas em 10 sub-unidades de 10mx10m (grid de 50mx20m), pois esse tamanho de parcela foi considerado satisfatório por manter as condições fisionômicas e estruturais da vegetação padronizadas em nível de estande e para reduzir o problema de escala-dependente das variáveis físicas e biológicas do estudo, tanto espacial quanto temporal (Huggett, 1998; Frelich, 2002; Pretsch, 2009).

Para diminuir efeito do fator solo como determinante do processo de sucessão, todas as áreas foram selecionadas em ambientes de encostas onde geralmente predominam

Neossolos Litólicos e Neossolos Regolíticos, embora possam ser encontradas ocasionalmente outras classes de solos (Pedron et al. 2011) como os Neossolos Quartzarênicos (Tabela 1).

Tabela 1. Cronossequências analisadas na região central do rebordo do Planalto Meridional no Rio Grande do Sul, sul do Brasil.

Áreas/idades	Classe	Rocha	Paisagem	Uso	Decl.	Coordenadas 22J
VF						
VF5	RQd	Are	Patamares	AF	SO	247759/6719394
VF15	RLe	Ba	Encostas	AF	MO	248035/6719392
VF25	RRe	Ba/Are	Encostas	AF	O	247913/6719443
VF35	RRe	Ba	Encostas	AF	FO	247846/6719378
VF70	RLe	Ba	Encostas	AF	MO	248123/6719389
VFFM1	RLe	Ba	Escarpas	SU	MO	247541/6719643
VFFM2	RLe	Ba	Escarpas		MO	248530/6719398
PS						
PS15	RLe	Ba	Encostas	AF	SO	295282/6717618
PS25	RLe	Ba	Encostas	AF	FO	295181/6717673
PS40	RLe	Ba	Encostas	AF	FO	295241/6717280
PS50	RLe	Ba	Encostas	AF	MO	295295/6717002
PS60	RLe	Ba	Encostas	AF	MO	295211/6717684
PS90	RRe	Ba	Encostas	AF	MO	295355/6717129
PEQC						
PEQC5	RLe	Ba	Patamares		O	0278610/6738795
PEQC10	RLe	Ba	Patamares	AF	SO	0278584/6739377
PEQC15	RLr	Ba	Patamares	AF	SO	0278843/6738382
PEQC30	RLe	Ba	Encostas	AF	MO	0279060/6738195
PEQC50	RLe	Ba	Encostas	AF	MO	0279210/6738325
PEQC60	RLe	Ba	Encostas	AF	MO	0279201/6738361
PEQC90	RLe	Ba	Encostas	CS	MO	0278122/6739287
PEQCFM	RLe	Ba	Encostas	SU	MO	0278893/6738820
REBIO						
REBIO30	RLe	Ba	Encostas	AF	MO	0227390/6728454
REBIO60	RLe	Ba	Encostas	AF	MO	0227259/6728567
REBIO80	RLe	Ba	Encostas	CS	MO	0226968/6727813

VF- município de Silveira Martins; PS- município de Paraíso do Sul; PEQC (Parque Estadual da Quarta Colônia) município de Agudo e REBIO (Reserva Biológica do Ibicuí Mirim) município de Itaara. FM- Floresta madura, com idade > 100 anos sobre denso afloramento rochoso (1) e pouco afloramento rochoso (2). Rocha: Are (Arenito); Ba (Basalto). Classes de Solos: RLe- Neossolo Litólico Eutrófico, RRe- Neossolo Regolítico Eutrófico, RLD- Neossolo Litólico Distrófico, RQd- Neossolo Quartzarênico Distrófico. Paisagem= morfologia da paisagem do RPM conforme Pedron e Dalmolin (2011). Relevo= corresponde a declividade média em cada área de estudo. AF- agricultura familiar, CS- corte seletivo de espécies arbóreas, SU- floresta sem uso registrado. Declividade: suave ondulado (SO) 3 – 8%; ondulado (O) 8 – 20; forte ondulado (FO) 20 – 45%; montanhoso (MO) 45 – 75%.

A identificação dos contatos entre solo, saprolito e rocha foi efetuada através do teste da pá de corte (Soil Survey Staff, 1993), com o auxílio das classes de intemperismo de Pedron

et al. (2009). Dada a ampla variedade pedológica em locais de encosta, foram considerados os sítios com mesma classe de solo, onde no mínimo 80% de sua área correspondeu a classe de solo predominante.

No interior de cada uma das sub-unidades de 10x10m, foram realizadas três amostras compostas da superfície do solo (0-15cm de profundidade) para determinar a composição granulométrica total da fração terra fina (areia, silte e argila) pelo método de pipeta, conforme EMBRAPA (1997). Dentre as variáveis químicas, foram determinadas os teores de Ca^{2+} e Mg^{2+} por espectroscopia de absorção atômica após extração com KCl 1,0 mol L^{-1} . O K^{+} e o Na^{+} trocável foram extraídos com solução de HCl 0,05 mol L^{-1} e seu teor determinado por fotometria de chama. A acidez potencial ($\text{H}^{+} + \text{Al}^{3+}$) foi determinada em extrato de $\text{Ca}(\text{OAc})_2$ 1,0 mol L^{-1} a pH 7,0 e titulado com NaOH 0,0606 mol L^{-1} . O Al^{3+} trocável foi extraído com solução de KCl 1,0 mol L^{-1} e titulado com NaOH 0,025 mol L^{-1} . O pH foi determinado em extrato de H_2O destilada e KCl na proporção 1:2,5. Todas essas análises seguiram a metodologia preconizada por EMBRAPA (1997). O carbono orgânico foi determinado pelo método Walkley-Black modificado (EMBRAPA, 1997), onde a matéria orgânica é oxidada com solução de dicromato de potássio ($\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$) 1 mol L^{-1} , em presença de ácido sulfúrico (H_2SO_4) concentrado. As análises foram realizadas no Laboratório de Pedologia da Universidade Federal de Santa Maria.

2.3. Análises estatísticas

A análise de variância-ANOVA de um fator foi utilizada para verificar se diferentes idades de florestas diferem quanto os 17 atributos de solo. Preliminarmente, foram realizados testes de normalidade (Kolmogorov-Smirnov $p > 0,05$) e homogeneidade de variâncias (teste de Levene $p > 0,05$) para aplicação do ANOVA. Testes de comparação de médias das variáveis

de solo entre cada idade florestal nas cronossequências foram realizadas com Tukey ou Dunnett T3, quando houve ou não homogeneidade de variância nos grupos, respectivamente.

Para avaliar se múltiplas variáveis de solo podem contribuir para diferenciar as idades de solos florestais, foram empregadas análises discriminantes de Fisher (ADF). Para realizar a ADF foram consideradas as seguintes premissas do modelo: existência de grupos mutuamente exclusivos (idades diferentes de solos florestais); tamanho amostral satisfatório (número mínimo de 10 casos por grupo); escolha de variáveis que não são altamente correlacionadas (Testes de correlação de Pearson); normalidade dos dados (teste de Kolmogorov-Smirnov) e a homogeneidade das matrizes de covariâncias (Teste M de Box) (Klecka 1975; Brown e Wicker 2000; Huberty e Olejnik 2006). Após os testes descritos as variáveis não tiveram seus valores padronizados para elaboração do modelo discriminante (Manly, 2005).

A matriz de dados final foi gerada com 250 casos (coletas nas sub-unidades), 25 grupos (idades de solos florestais) e 17 variáveis independentes (atributos de solo). A seleção das variáveis para entrar ou não no modelo foi determinada pelo teste Lambda de Wilk (λ) e o método Stepwise para inclusão ou não das variáveis no modelo. A variável foi incluída no modelo discriminante quando o valor de F teve o nível de significância $P \leq 0,05$ e quando $P > 0,10$ a variável foi removida do modelo (Brown e Wicker 2000). O cálculo da probabilidade de um caso pertencer a um determinado grupo foi calculado através do menor valor da distância de Mahalanobis. Maiores informações sobre a metodologia dos cálculos consultar Brown e Wicker (2000), Rencher (2002) e Huberty e Olejnik (2006).

3. Resultados

Os teores médios das variáveis químicas variaram significativamente nas cronossequências, conforme a ANOVA. A única exceção foi a saturação de bases (V%) que não diferiu nos solos de diferentes idades da REBIO (Tabelas 2 e 3). Embora houve significância na ANOVA, foram constatados baixos valores de F ($<5,0$), para quatro variáveis (Na, Al, C e Al%) na cronossequência de Val Feltrina, três variáveis (Na, Al e Al%) na cronossequência do PEQC e oito variáveis (Mg, Al, N, C, SB, CTCefet. e Al%) na cronossequência da REBIO. Esses valores indicam que houve poucas diferenças significativas entre todas as idades de solos avaliadas ou que apenas solos de uma idade de floresta foram diferentes das demais idades (Tabelas 2 e 3).

As maiores magnitudes de mudanças nos teores químicos dos solos florestais indicados pelo ANOVA ($F > 15$) ocorreram para K, H+Al e V%, na cronossequência de Val Feltrina, Ca, SB, CTCefet., CTCpot. e Al%, na cronossequência de Paraíso do Sul, K, H+Al e CTCpot. no PEQC e, por fim, apenas a variável pH (H₂O) nas florestas da REBIO (Tabelas 2 e 3). A textura franco siltoso predominou em 14 áreas de florestas, seguido de franco (7 áreas) e franco arenoso (4 áreas). Os teores de argila foram baixos (10-20%) e apenas em cinco áreas os solos apresentaram porcentagens acima de 20% (Tabela 4).

Os testes de comparações de médias par a par não revelaram tendências claras para o aumento ou o decréscimo significativos dos teores médios das variáveis do solo (química e textura) com o aumento do tempo de abandono da floresta (Tabelas 2, 3 e 4). No entanto, foi registrado uma projeção de declínio dos teores de seis elementos químicos de acordo com a diminuição da idade da floresta. Essa projeção foi obtida apenas quando agrupados os solos de idades semelhantes de todas as cronossequências (Fig.1).

Tabela 2. Valores de tendência central dos elementos químicos nos solos (0-15cm) em quatro cronosssequências florestais da floresta estacional subtropical no rebordo do Planalto Meridional no Rio Grande do Sul, sul do Brasil.

Floresta	pH	Ca	Mg	K	Na	Al	H+Al
		cmol _c kg ⁻¹					
	M±DP	M±DP	M±DP	M±DP	M±DP	M±DP	M±DP
VF							
A-5	5,44±0,17 ^E	1,41±1,50 ^{BEFG}	1,05±0,96 ^{CDEF}	0,30±0,13 ^{BCDEG}	0,47±0,48	0,03±0,01 ^D	8,45±1,21 ^{BCDEF}
B-15	5,66±0,66 ^E	7,99±5,28	3,31±2,54	0,88±0,35 ^{AF}	0,06±0,02 ^F	0,09±0,05	5,07±2,39 ^{AC}
C-25	5,76±0,26 ^E	5,57±2,81 ^{AEF}	3,62±1,31 ^{AF}	0,97±0,49 ^{AF}	0,24±0,41	0,05±0,06	14,15±1,81 ^{ABDEF}
D-35	6,04±0,15 ^G	3,75±2,25 ^{EF}	2,62±0,69 ^{AEF}	1,25±0,26 ^{AEFG}	0,08±0,05 ^F	0,16±0,09 ^{AE}	4,36±0,91 ^{ACG}
E-70	6,24±0,32 ^{ABG}	12,12±3,40 ^{ACD}	4,41±1,15 ^{AD}	0,82±0,27 ^{ADF}	0,07±0,01 ^F	0,05±0,01 ^D	3,41±0,95 ^{ACG}
F-FM1	5,86±0,33	9,76±0,91 ^{ACD}	5,99±1,22 ^{ACDG}	0,14±0,07 ^{BCDEG}	0,01±0,01 ^{BDEG}	0,13±0,13	4,08±0,79 ^{ACG}
G-FM2	5,54±0,35 ^{DE}	7,64±4,47 ^A	3,25±1,75 ^F	0,76±0,29 ^{ADF}	0,07±0,02 ^F	0,11±0,07	12,19±6,22 ^{DEF}
Teste F	6,03	12,18	10,43	16,57	4,31	4,29	26,26
PS							
A-15	6,47±0,23 ^{CEF}	3,20±0,92 ^{CDEF}	3,519±0,85 ^{CE}	0,13±0,20 ^C	0,04±0,04	0,14±0,04 ^{BF}	1,95±0,29 ^{DEF}
B-25	6,30±0,54 ^C	1,84±1,70 ^E	4,26±0,83 ^{CDE}	0,10±0,29 ^E	0,04±0,03 ^C	0,08±0,03 ^{ACE}	2,73±0,86
C-30	5,54±0,35 ^{AB}	0,79±0,16 ^{AE}	1,85±0,57 ^{ABEF}	0,05±0,07 ^{ADE}	0,005±0,004 ^{BDEF}	0,15±0,04 ^{BF}	2,35±0,58 ^E
D-40	5,97±0,48	7,05±2,26 ^{AE}	2,79±0,98 ^{BE}	0,13±0,04 ^{BE}	0,06±0,003 ^{CE}	0,11±0,03 ^E	3,06±0,66 ^A
E-60	5,94±0,194 ^A	4,86±1,27 ^{ABCFD}	5,60±0,82 ^{ABCD}	0,18±0,05 ^{BCF}	0,01±0,005 ^{CDF}	0,16±0,04 ^{BDF}	3,36±0,37 ^{ACF}
F-90	5,81±0,40	0,82±0,27 ^{AE}	4,66±2,20 ^C	0,07±0,02 ^E	0,05±0,01 ^{ACE}	0,06±0,02 ^{ACE}	2,65±0,52 ^{AE}
Teste F	7,35	31,57	13,21	8,98	9,26	10,80	7,40
PEQC							
A-5	5,74±0,24 ^{FH}	2,45±0,36 ^{BEF}	2,48±0,43	0,36±0,08 ^{BCEF}	0,05±0,04	0,08±0,03 ^{CF}	5,15±0,89 ^{BCG}
B-10	5,67±0,51 ^H	0,37±0,15 ^{ACDEFGH}	3,02±1,29	0,07±0,02 ^{ADEH}	0,06±0,01 ^{DG}	0,11±0,05 ^C	3,34±0,70 ^{ABCDF}
C-15	5,48±0,15 ^{EFH}	8,52±5,31 ^{BDE}	4,79±1,66	0,86±0,34 ^{ADEH}	0,07±0,02 ^{BDE}	0,07±0,06	12,10±5,33 ^{AE}
D-30	5,92±0,36 ^H	3,24±0,45 ^{ABCEG}	2,52±0,75	0,61±0,17 ^{ABCFG}	0,08±0,05 ^C	0,10±0,04	4,70±1,43 ^C
E-50	5,91±0,26 ^H	4,36±0,78 ^{ABCDEFG}	2,23±0,21	0,42±0,10 ^{BCFGH}	0,06±0,01 ^{CF}	0,12±0,05	6,07±1,22 ^{BCFG}
F-60	6,36±0,39 ^{AG}	3,15±0,66 ^{BEG}	4,04±1,60	0,16±0,07 ^{ADEG}	0,01±0,006 ^{BE}	0,16±0,03 ^A	3,58±1,07 ^{ACE}
G-90	5,68±0,35 ^{FH}	1,63±0,73 ^{ADEF}	2,65±0,84	0,08±0,03 ^{ACDEFG}	0,03±0,02	0,20±0,15	3,29±1,12 ^{ACE}
H-FM	6,63±0,42 ^{ABDEFH}	8,07±5,20 ^B	4,23±1,89	1,04±0,33 ^{ABCDEF}	0,28±0,45	0,39±0,63	4,01±1,46 ^C
Teste F	10,57	12,08	1,05	40,34	2,89	1,90	18,38
REBIO							
A-30	6,03±0,27 ^{BC}	4,48±0,52 ^B	11,88±3,97 ^C	0,12±0,03 ^B	0,01±0,004	0,13±0,02	5,97±1,61 ^C
B-60	5,60±0,26 ^{AC}	3,11±0,53 ^A	9,48±5,55	0,08±0,02 ^{AC}	0,02±0,01 ^C	0,10±0,04 ^C	6,52±1,70 ^C
C-80	6,67±0,13 ^{AB}	4,26±1,70	6,53±4,25 ^A	0,18±0,10 ^B	0,01±0,002 ^B	0,19±0,10 ^B	3,93±1,76 ^{AB}
Teste F	53,77	5,33	3,33	5,44	6,52	4,16	6,46

As letras maiúsculas indicam onde houveram diferença significativa (<0,05) de média entre as florestas. Cronosssequências: VF- Val Feltrina; PS- Paraíso do Sul; PEQC- Parque Estadual da Quarta Colônia; REBIO- Reserva Biológica do Ibicuí Mirim.

Tabela 3. Valores de tendência central dos elementos químicos nos solos (0-15cm) em quatro cronossequências florestais da floresta estacional subtropical no rebordo do Planalto Meridional no Rio Grande do Sul, sul do Brasil.

Floresta			SB	CTCefe	CTCpot	V%	AI%
	N %	C %	cmol _c kg ⁻¹				
	M±DP	M±DP	M±DP	M±DP	M±DP	M±DP	M±DP
VF							
A-5	0,13±0,10 ^{DEFG}	1,36±1,06 ^{DEFG}	3,23±2,46 ^{CDEFG}	3,27±2,46 ^{CDEFG}	11,69±2,26 ^{CEFG}	25,95±13,05 ^{BDEF}	1,38±0,74 ^E
B-15	0,53±0,43	4,97±3,90	12,26±8,13	12,35±8,09	17,33±7,59	66,72±16,23 ^{AC}	1,21±1,06
C-25	0,32±0,15 ^F	3,29±1,52	10,41±3,88 ^{AEF}	17,48±4,53 ^{AEF}	24,92±2,84 ^{ADF}	40,93±10,2 ^{BDEF}	0,50±0,34
D-35	0,46±0,12 ^A	4,31±1,17 ^A	7,72±3,08 ^{AEF}	7,89±3,09 ^{AEF}	12,08±3,42 ^{CEFG}	61,72±11,39 ^{ACEF}	2,60±2,20
E-70	0,63±0,30 ^A	5,63±2,87 ^A	17,43±4,54 ^{ACD}	17,48±4,53 ^{ACD}	20,84±4,67 ^{AD}	83,20±4,43 ^{ACDG}	0,31±0,12 ^A
F-FM1	0,59±0,08 ^{AC}	5,24±0,82 ^A	16±1,89 ^{ACD}	16,05±2,02 ^{ACD}	20±2,33 ^{ACD}	79,55±2,92 ^{ACDF}	0,78±0,64
G-FM2	0,52±0,17 ^A	4,65±1,46 ^A	11,73±6,20 ^A	11,85±6,21 ^A	23,93±9,04 ^{AD}	49,54±19,74 ^{EF}	1,18±1,06
Teste F	5,77	4,80	10,2	10,14	10,16	27,68	4,88
PS							
A-15	0,31±0,06 ^D	2,73±0,53 ^D	6,89±1,75 ^{CDE}	7,03±1,75 ^{CDE}	8,84±1,71 ^{CDE}	77,11±6,16 ^{CD}	2,19±0,76 ^C
B-25	0,39±0,06 ^{DEF}	3,59±0,68 ^{DEF}	6,26±2,36 ^{CE}	6,35±2,39 ^{CE}	9,00±2,21 ^{CE}	68,18±11,42 ^{CD}	1,43±0,55 ^{CD}
C-40	0,34±0,12 ^D	3,28±1,26 ^E	2,70±0,74 ^{ABEF}	2,86±0,74 ^{ABEF}	5,06±0,63 ^{ABDEF}	53,06±11,39 ^{ABEF}	5,70±1,78 ^{ABDEF}
D-50	0,15±0,08 ^{TODAS}	1,50±0,62 ^{ABCF}	3,56±1,14 ^{AE}	3,67±1,13 ^{AE}	6,63±1,19 ^{ACE}	53,05±9,77 ^{ABEF}	3,33±1,34 ^{BEF}
E-60	0,24±0,07 ^{BD}	2,22±0,59 ^B	10,66±1,96 ^{ABCDF}	10,82±1,97 ^{ABCDF}	14,03±1,84 ^{ABCDF}	75,57±4,66 ^{CD}	1,54±0,40 ^{CD}
F-90	0,24±0,05 ^{BD}	2,16±0,48 ^{BD}	5,63±2,26 ^{CE}	5,70±2,26 ^{CE}	8,29±2,41 ^{CE}	66,18±9,93 ^{CD}	1,36±0,54 ^{CD}
Teste F	13,2	11,9	24,24	24,27	29,29	12,91	27,02
PEQC							
A-5	0,45±0,10 ^{EFHI}	4,71±1,13 ^{EFH}	5,36±0,76 ^F	5,44±0,74 ^F	10,51±0,99 ^{BCDFH}	51,12±6,63 ^{GHI}	1,61±0,97 ^D
B-10	0,30±0,15 ^{EFI}	2,92±1,11 ^{AEFI}	3,54±1,45 ^{CEFGI}	3,66±1,44 ^{CEFGI}	6,89±1,03 ^{ACDEFG}	49,91±13,44 ^I	3,76±2,81
C-15D	0,42±0,50 ^I	5,29±8,38	14,26±7 ^{BDH}	14,34±6,97 ^F	26,36±11,86 ^{ACEF}	53,35±5,65 ^I	0,85±1,01 ^{ACEF}
D-30E	0,65±0,1 ^{ABCH}	6,47±0,99 ^{ABCH}	6,47±1,05 ^{BDI}	6,58±1,02 ^B	11,17±1,50 ^{ADH}	58,29±8,64 ^I	1,75±0,81 ^D
E-50F	0,77±0,18 ^{ABCH}	7,57±1,99 ^{ABCH}	7,08±0,82 ^{ABDI}	7,20±0,83 ^{ABDI}	13,15±1,18 ^{ABDH}	54,09±6,26 ^{GI}	1,67±0,72 ^D
F-60G	0,66±0,29 ^H	2,41±1,03	7,36±2,28 ^B	7,53±2,26 ^B	10,95±2,84 ^B	66,58±8 ^{ACF}	2,47±1,24
G-90H	0,26±0,10 ^{AEFGI}	2,41±1,03 ^{AEFI}	4,42±1,38 ^{CEF}	4,63±1,49 ^{FC}	7,72±1,68 ^{ACEFI}	57,21±12,08 ^I	4,11±1,95 ^C
H-FMI	1,58±0,83 ^{ABCDH}	14,56±7,72 ^{BCH}	13,64±7,21 ^B	14,04±7,22 ^B	17,66±7,74 ^B	76,20±6,97 ^{ABCDEFH}	2,81±3,94
Teste F	13,02	8,03	12,02	12,25	15,32	9,51	3,53
REBIO							
A-30	0,99±0,26 ^B	9,34±2,22 ^B	16,51±4,23 ^C	16,64±4,22 ^C	22,49±4,30 ^C	72,31±10,38	0,92±0,62 ^C
B-60	0,66±0,14 ^A	5,76±1,27 ^A	12,71±5,33	12,82±5,35	19,24±6,14 ^C	63,51±12,41	0,98±0,54
C-80	1,19±0,73	10,34±6,29	10,99±3,56 ^A	11,18±3,57 ^A	14,93±3,56 ^{AB}	72,87±11,96	1,89±1,11 ^A
Teste F	3,41	3,75	4,05	3,97	6,25	2,04	4,58

As letras maiúsculas indicam onde houveram diferença significativa (<0,05) de média entre as florestas. Cronossequências: VF- Val Feltrina; PS- Paraíso do Sul; PEQC- Parque Estadual da Quarta Colônia; REBIO- Reserva Biológica do Ibicuí Mirim.

Tabela 4. Valores de tendência central das variáveis granulométricas nos solos (0-15cm) de diferentes idades da floresta estacional subtropical no rebordo do Planalto Meridional no Rio Grande do Sul, sul do Brasil.

Floresta	Argila	Areia	Silte	Classe textural
	g.kg ⁻¹			
	M±DP	M±DP	M±DP	
VF				
A-5	113,58±30,40 ^{CFG}	545,25±57,07 ^{BCDEFG}	341,15±44,09 ^{BCDEFG}	Franco arenoso
B-15	101,95±9,86 ^{CFG}	325,05±60,08 ^{ADEG}	566,35±56,30 ^{ADEFG}	Franco siltoso
C-25	164,78±26,52 ^{ABDE}	365,79±72,95 ^{ADEFG}	469,41±68,93 ^{ADEFG}	Franco
D-35	107,79±16,83 ^{CFG}	465,30±46,67 ^{BCEFG}	426,79±42,29 ^{ABEFG}	Franco
E-70	117,95±19,22 ^{CFG}	182,32±40,58 ^{ABCDFG}	699,73±40,84 ^{ABCDF}	Franco siltoso
F-FM1	170,64±20,49 ^{ABDE}	268,93±41,01 ^{ACDG}	562,21±32,79 ^{ACDEF}	Franco siltoso
G-FM2	165,25±25,13 ^{ABDE}	125,46±25,79 ^{ABCDEF}	709,31±41,79 ^{ABCDF}	Franco_siltoso
Teste F	19,22	84,60	81,43	
PS				
A-15	139,77±16,17 ^{BC}	554,57±61,63 ^{BCDEF}	305,65±59,79 ^{BCDEF}	Franco arenoso
B-25	202,83±21,98 ^{ACDEF}	182,20±24,68 ^{ACEF}	614,95±33,06 ^{ACDEF}	Franco siltoso
C-35	104,83±35,40 ^{ABF}	733,15±59,52 ^{ABDEF}	162,01±36,14 ^{ABDEF}	Franco arenoso
D-45	133,61±22,10 ^B	196,89±24,96 ^{ACDEF}	669,48±22,16 ^{ABCEF}	Franco siltoso
E-60	117,51±15,89 ^B	356,65±21,39 ^{ABCDF}	525,82±18,28 ^{ABCDF}	Franco siltoso
F-90	145,85±12,58 ^{BC}	637,67±44,29 ^{ABCDE}	216,46±37,31 ^{ABCDE}	Franco arenoso
Teste F	23,86	295,31	340,35	
PEQC				
A-5	198,26±28,85 ^{CEFG}	269,63±53,31 ^{CE}	531,97±46,70 ^{ACEFGH}	Franco siltoso
B-10	164,70±9,23 ^{FG}	246,16±49,12 ^{CE}	589,13±52,47 ^{CDEH}	Franco siltoso
C-15	237,79±58,27 ^{DEA}	270,98±22,61 ^{BCDH}	678,56±26,09 ^{ABDEH}	Franco siltoso
D-30	229,58±19,98 ^{BCFG}	285,72±43,97 ^{CE}	484,65±59,70 ^{BCEF}	Franco
E-50	245,56±23,03 ^{ABCDE}	353,10±28,26 ^{ABCDF}	401,33±32,12 ^{ABCDFG}	Franco siltoso
F-60	145,84±12,09 ^{ABCDE}	210,18±59,05 ^{EH}	643,96±63,01 ^{ADGH}	Franco siltoso
G-90	123,47±17,42 ^{ABDDE}	295,63±141,10	580,88±127,67 ^{EH}	Franco siltoso
H-FM	178,21±61,68	424,38±133,80 ^{CF}	397,39±82,29 ^{ABCFG}	Franco
Teste F	18,70	9,61	21,99	
REBIO				
A-30	251,81±36,03 ^C	388,21±39,59 ^B	359,96±19,72 ^B	Franco
B-60	285,11±34,96 ^C	237,19±34,59 ^{AC}	477,68±29,58 ^A	Franco argiloso
C-80	129,02±30,26 ^{AB}	452,36±104,50 ^B	418,60±106,50	Franco
Teste F	58,99	26,75	8,24	

Cronossequências: VF- Val Feltrina; PS- Paraíso do Sul; PEQC- Parque Estadual da Quarta Colônia; REBIO- Reserva Biológica do Ibicuí Mirim.

Os quatro modelos discriminantes de Fisher (MDFs) demonstraram elevados valores das variâncias acumuladas nas três funções discriminantes (FDs) em VF (88%), em PS (96%), no PEQC (91%) e pelas duas funções discriminantes (FDs) geradas para a REBIO (100%) (Tabela 5). Todos os MDFs também demonstraram elevados valores de correlação canônica em cada função discriminante, o que demonstrou a importância das variáveis escolhidas para separação das idades de solos florestais (Tabela 5).

Tabela 5. Funções discriminantes com seus respectivos autovalores, porcentagens de variação e correlação canônica.

Funções discriminantes	Autovalores	% da variância	% cumulativa	Correlação Canônica
VF				
1	14,5	63,1	63,1	0,96
2	3,1	15,5	76,6	0,87
3	2,6	11,7	88,3	0,85
PS				
1	53,3	80,3	80,3	0,99
2	5,6	8,5	88,9	0,92
3	5,3	8,1	96,9	0,91
PEQC				
1	5,8	51,9	51,9	0,92
2	3,4	30,1	82,0	0,88
3	1,0	9,0	91,0	0,71
REBIO				
1	5,1	65,1	65,1	0,91
2	2,7	34,9	100	0,85

Cronossequências: VF- Val Feltrina; PS- Paraíso do Sul; PEQC- Parque Estadual da Quarta Colônia; REBIO- Reserva Biológica do Ibicuí Mirim.

As variáveis pH, Na, Al e Al% não foram inicialmente inseridas nos MDFs devido sua baixa variabilidade nos testes do ANOVA e fraca importância de diferenciação nos Neossolos.

Nem todas as 13 variáveis inseridas nos MDFs foram consideradas aptas para distinguir os solos das diferentes idades de florestas. Os modelos selecionaram 9, 9, 8 e 4 variáveis do solo para conjuntamente distinguirem as idades nas cronossequências VF, PS,

PEQC e REBIO, respectivamente (Tabela 6). As correlações dos pesos de cada variável em cada função discriminante (nos MDFs), revelaram os diferentes níveis de importâncias dessas para classificar as diferentes idades de solos florestais. Duas variáveis (N% e Argila %) foram comuns as quatro cronossequências e as variáveis granulométricas geralmente apresentaram as maiores contribuições nos MDFs (com exceção em PEQC) (Tabela 6).

Tabela 6. Resultados dos escores dos pesos de cada variável em cada função discriminante nos quatro modelos discriminante de Fisher.

Variáveis	VF		PS		PEQC		REBIO	
	1	2	1	2	1	2	1	2
Ca	-0,25	-0,11						
Mg			0,02	-0,13	0,09	0,02		
K	0,01	0,35	0,06	-0,26	0,73	0,03		
H+Al					0,26	-0,55		
N %	-0,16	-0,05	-0,05	0,19	0,32	0,39	-0,21	0,04
C %	-0,14	-0,02	-0,04	0,20			-0,22	0,10
CTCef	-0,22	-0,05	0,01	-0,35				
CTCpot	-0,18	0,32	0,04	-0,40				
V%	-0,27	-0,31	-0,02	-0,12	0,15	0,43		
SB					0,33	-0,01		
Areia	0,73	-0,19					-0,60	0,20
Argila	-0,14	0,43	0,07	0,45	0,37	-0,40	0,87	0,38
Silte			0,75	-0,09	-0,46	-0,01		

Cronossequências: VF- Val Feltrina; PS- Paraíso do Sul; PEQC- Parque Estadual da Quarta Colônia; REBIO- Reserva Biológica do Ibicuí Mirim.

O resumo da análise de classificação realizada pelos MDFs foram representados nos mapas bi-dimensionais (Fig.1 A-D) e na análise dos casos (sub-unidades) classificados corretamente nos respectivos grupos (idades de floresta) (Tabela 7).

No mapas bi-dimensionais, as 10 sub-unidades amostrais onde foram realizadas as coletas de solos foram representados por pontos interligados entre si pelos seus valores médios (grupos centróides) representaram as parcelas com as idades dos solos florestais. Quanto mais distantes entre si estiveram os centróides com seus respectivos casos, maiores

eram as diferenças dos solos entre as idades florestais (Fig. 1). Em todos os mapas as idades (grupos) apresentaram-se distribuídas em distintas direções dos eixos 1 e dos eixos 2 e, por isso, demonstraram que embora as subunidades pertençam ao seu grupo de origem, as mudanças não seguiram a ordem cronológica do desenvolvimento da floresta (Fig. 1).

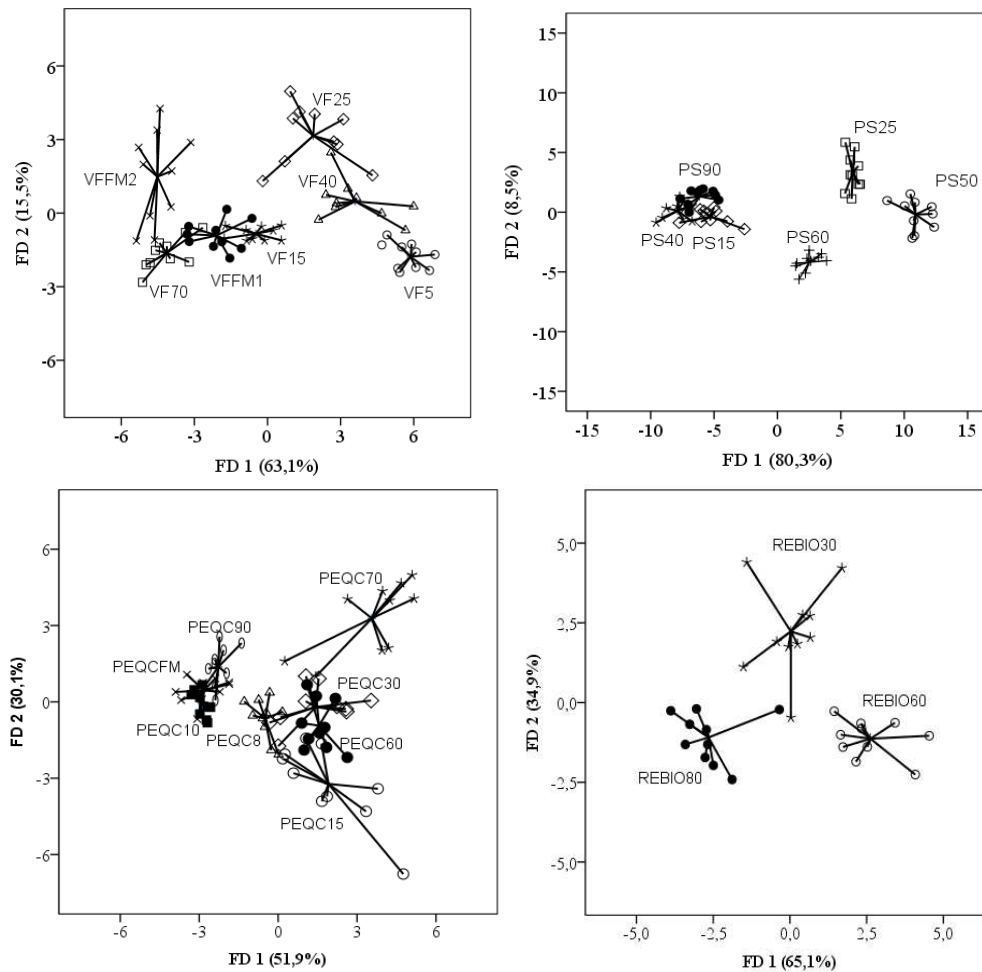


Fig. 1 A-D. Mapas bidimensionais dos MDFs para as quatro cronossequências (VF, PS, PEQC e REBIO) com a variância explicada para as duas primeiras funções discriminantes (FD1 e FD2).

O resumo das classificações dos 25 solos florestais (250 sub-amostras) em suas respectivas idades em cada cronossequência nos MDFs revelou elevados valores de classificações corretas ($\geq 80\%$). As cronossequências VF, PS e REBIO apresentaram apenas uma sub-unidade com divergência na idade dos solos e a cronossequência do PEQC demonstrou as menores porcentagens de classificação correta (80%) (Tabela 7). No geral,

dezesseis solos florestais apresentaram características singulares não sendo similares a qualquer outra idade de floresta (100% dos casos classificados corretamente), seis solos florestais foram muito similares entre si (de 80 a 90% das sub-parcelas classificadas corretamente) e apenas três solos florestais apresentaram divergências quanto as suas idades (60 a 70% sub-unidades classificadas corretamente), sendo assim, similares com outras idades de florestas (Tabela 7).

Tabela 7. Resultados da classificação das características de solos em quatro cronossucessões de florestas estacionais por meio da análise discriminante de Fisher.

Local	% de classificações*	Local	% de classificações*
VF		PEQC	
A- FS5	100%	A-FS5	100%
B- FS15	100%	B-FS10	80% (20% F)
C-FS25	100%	C-FS15	60% (20% A; 20% D)
D-FS35	100%	D-FS30	70% (30% A)
E-FS60	100%	E-FS60	100%
F-FM1	100%	F-FS70	90% (10% B)
G-FM2	80% (20% E)	G-FS90	60% (30% B; 20% F)
Total	97,1%	H-FM	80% (10% D; 10% F)
PS		Total	80,0%
A-FS15	100%	REBIO	
B-FS25	100%	A-FS30	90% (10% B)
C-FS35	100%	B-FS60	100%
D-FS50	100%	C-FS80	100%
E-FS60	100%	Total	96,7%
F-FS80	90% (10% C)		
Total	98,3%		

* classificações corretas e incorretas ().

4. Discussão

No geral, os RL e RR sobre rochas vulcânicas básicas do RPM são representadas por solos eutróficos, ricos em matéria orgânica no horizonte A, elevada CTC, boa reserva de nutrientes com exceção do fósforo, baixo teor de Al e predomínio de solos com textura média (Pedron et al. 2011; Sturmer et al. 2009). O presente estudo demonstrou a mesma tendência geral dos autores em RL sobre rocha basáltica, com exceção dos médios teores de C e CTC.

Os valores da química (pH, Mg, H+Al) e textura (franco-siltosa) registrados para os solos nas florestas mais antigas (>90 anos) desse estudo foram similares aos registrados por Scipioni et al. (2011) em RL sob florestas maduras na REBIO. No entanto, esses autores registraram solos de maior fertilidade, com maiores teores de Ca, CTC efetiva, V%, C e SB do que as florestas maduras neste estudo.

A textura dos solos variou pouco entre todas as florestas nas cronossequências, predominando solos de textura média, indicando que solos sob áreas preservadas pouco tendem a variar (Rab, 2004). Solos de textura média apresentam equilíbrio entre os teores de areia, silte e argila, normalmente apresentando boa drenagem, boa capacidade de retenção de água e disponibilidade de nutrientes às plantas, associado a um índice médio de erodibilidade. A presença de solos florestais com maiores frações de areia indicam a presença de materiais residuais resistente, ao processo de alteração pedogenética, como o quartzo e a magnetita. Os teores de argila foram de baixos a médios nas áreas de estudo, seguindo o padrão de outros Neossolos Litólicos avaliados no RPM (Pedron et al. 2011; Sturmer et al., 2009).

Ocorrem várias mudanças nas condições químicas do solo após a conversão de terras florestais para cultivo, mas a generalização e a direcionalidade desses processos são difíceis de inferir (Guariguata e Ostertag, 2001). Nos solos florestais do RPM, os resultados indicaram que houve perda de fertilidade do solo após o abandono das atividades de cultivo da área e a consequente recuperação dessa fertilidade com o aumento da idade da floresta. No entanto, houve apenas tendências não significativas de aumento para Ca, CTC, SB, C e N.

Estudos de cronossequência de solos após o abandono da agricultura também demonstraram aumento para C e N ao longo da sucessão (Castillo e Blanco-Macias, 2007). Um forte declínio de C e N nos primeiros 20 anos após o desflorestamento com certa estabilização até os 100 anos foram observados por An et al. (2008) em uma cronossequência

na China. Moebius-Clune et al. (2011) compararam as mudanças químicas, físicas e biológicas de duas cronossequências (0-100 anos) com diferentes tipos de cultivo do solo e rocha parental no Quênia. Os autores apresentaram muita variabilidade dos dados com tendências significativas de aumento (K) ou decréscimo (CTC, Mg e Ca) dos parâmetros do solo principalmente nos primeiros 22 anos após a remoção da floresta. Solos florestais de três cronossequências (0 a >100 anos), no México, demonstraram grandes declínios de Ca e Mg nos primeiros 15 anos após desflorestamento mantendo-se pouco variável até os 75 anos de idade. Essas mesmas tendências de declínios nos teores de alguns elementos na primeira década de abandono e o aumento com certa estabilização nas décadas posteriores foram observadas nos solos das cronossequências florestais do RPM.

Embora fossem registrados essas tendências de aumento de alguns nutrientes no solo com o aumento da idade da floresta, predominou nos resultados a falta de linearidade dos atributos químicos nos solos (principalmente nas florestas com > 25 anos) em todas as cronossequências do RPM. Essas variações nas propriedades do solo estão relacionadas aos processos geoquímicos ou geológicos (como diferentes níveis de intemperismo e a diversidade mineralógica do basalto), com processos de entrada de água ou processos ecológicos como liberação de nutrientes pelas plantas (como o C e o N) e/ou então, com o histórico do uso agrícola do solo (Guariguata e Ostertag, 2001; Cox et al. 2002).

Por exemplo, O magnésio e o cálcio, seguido do potássio, foram os cátions trocáveis que dominaram a solução do solo (Mg-Ca>K) nas quatro cronossequências, sendo que o Mg predominou nos solos na REBIO e PS e o Ca em VF. Essa variabilidade pode estar relacionada com fatores de ordens geoquímicas e biológicas de cada sitio. A decomposição e a diversidade mineralógica do basalto principalmente de carbonatos, magnetita, ilmetida e silicatos (olivina, biotita e plagioclásios), podem aumentar os teores de Ca ou Mg presentes

no solo (Krauskopf, 1972; Pedron, 2007). Estudos demonstram que os NL e NR podem ocorrer em áreas muito próximas no RPM (Scipioni et al. 2011) e essas associações de solos foram observadas em algumas áreas nesse estudo, e isso deve ser considerado como um dos fatores geológicos responsáveis por parte da variabilidade química do solo.

Com relação aos processos biológicos, a flora (composição florística) e a estrutura (densidade, alturas, área basal) das espécies arbóreas variaram muito em cada idade dentro de uma mesma cronosequência e entre as cronosequências avaliadas (Kilca, 2014). Essas características são fundamentais para a variabilidade na ciclagem de nutrientes via serapilheira. Estudos demonstram que as florestas do RPM apresentam uma produção sazonal de serapilheira e que, no geral, aumentam de 6541kg ha⁻¹ para 9790kg ha⁻¹ em florestas de 35, 55 e 90 anos, onde os principais nutrientes transferidos são Ca>N>K>Mg>P para floresta mais jovem e N>Ca>K>Mg>P para as outras duas idades de florestas (Brun et al. 2011). Assim, os processos de dinâmica de cátions básicos e outros nutrientes do solo (como o C e N) também estão relacionados com a produção e a decomposição da serapilheira em florestas de diferentes idades. Além disso, as florestas secundárias em PS (FS15, FS25, FS35) apresentaram os maiores valores de N no solo em relação às idades mais antigas de floresta. Essas foram as únicas florestas com grande densidade de *Inga marginata* (Kilca, 2014), que podem aumentar a fixação biológica do N no solo (Oglesby e Fownes, 1992).

Outro mecanismo que podem estar relacionados com o aumento de cátions extraíveis e de C e N em solos em ambientes de encostas, se refere ao fluxo lateral de água que remove os cátions das partes altas e deposita nas partes baixas (Cox et al. 2002; Baker et al. 2003; Khormali et al. 2009). Nesse estudo, houve apenas uma área de menor declividade e de idade jovem (PEQC8) com teores de cátions trocáveis, C e N próximos ou maiores aos registrados

nos solos de florestas mais antigas. Nesse caso, pode ter ocorrido processos de deposição de nutrientes originados das partes mais altas da encosta.

Por fim, é conhecido que o cultivo de áreas naturais resulta em perda de matéria orgânica e afeta diretamente as propriedades físicas, químicas e biológicas do solo. A perda da matéria orgânica desestabiliza os agregados do solo, diminui a capacidade de retenção de água no solo, limita as fontes de energia para os decompositores e reduz a capacidade de troca catiônica (CTC) e a capacidade de tamponamento do solo (Guariguata e Ostertag, 2001; Moebius-Clune, 2011; Mojiri et al. 2011). O N também é perdido principalmente pela remoção da biomassa, volatilização durante a queima da floresta, desnitrificação e lixiviação (Guariguata e Ostertag, 2001). Dessa forma, o tempo e o método de cultivo também surgem como importantes fatores responsáveis pela variabilidade das características dos solos registradas nas diferentes idades.

Análises de dados univariados onde uma variável é medida em várias amostras de ambientes controlados são essenciais em muitos estudos experimentais de solos. No entanto, estudos de processos ecológicos dos solos, onde várias propriedades são coletadas sistematicamente é necessário o emprego da análise multivariada, pois permite sumarizar a informação de múltiplas variáveis simultaneamente para identificar padrões de variação (Kenkel et al. 2002). A análise discriminante de Fisher (ADF) tem sido utilizada para relacionar as propriedades químicas e físicas dos solos com algum outro fator ambiental (Zhang et al. 2006; Astel, 2008; Ye e Wright, 2010). Nesse estudo, a ADF pode ser considerada como uma técnica promissora para sumarizar complexas interações de variáveis de solo em cronossequências e revelar padrões consistentes para classificar as idades de florestas. Isso se deve porque o ADF busca desenvolver uma função linear das variáveis descritoras para descrever a separação de grupos maximizando a diferença das médias entre

grupos e minimizando a variância dentro dos grupos o que diminui a classificação errada dos casos (Huberty e Olejnik, 2006). Assim, toda a variabilidade e não-linearidade registrada na análise univariada foi minimizada pela ADF maximizando as diferenças entre idades e minimizando as diferenças dentro das idades considerando um conjunto de variáveis preditoras. Embora os MDFs demonstraram que as idades de florestas são distintas por meio de um conjunto de variáveis, essa análise, assim como demonstrado no ANOVA, revelou que não houve direcionalidade das mudanças nas cronossequências.

De forma geral, todos os MDFs gerados nesse estudo consideraram conjuntamente os atributos relacionados com a fertilidade (principalmente N%, C%, V%, CTC_{pot}, CTC_{ef}, K, Mg) e a textura do solo (argila, areia e silte). Os teores dessas variáveis mudam conjuntamente nas diferentes idades de floresta e, assim, foram consideradas as melhores indicadoras para classificar as idades de florestas em cronossequências no RPM. Os maiores erros de classificação foram registrados para os solos das florestas do PEQC, justamente a região com maior período de uso intensivo solos (>40 anos de uso intenso) em relação as outras cronossequências. Nas demais cronossequências, que apresentaram o registro de uso dos solos de poucas décadas (10 a 30 anos), os MDFs registraram os maiores percentuais de classificação correta.

Segundo Huggett (1998), existe a visão tradicional de formação dos solos onde existe um desenvolvimento progressivo dentro de fatores estáticos do ambiente até o solo atingir um equilíbrio com a condição ambiental existente. Alguns estudos com cronossequências têm suportado uma visão evolucionária da pedogênese onde existem diversas direções de desenvolvimento e em qualquer tempo particular podem existir diversos estados possíveis (devido as trocas, adições permanentes, perdas, transferências e transformações dos elementos). Nesse estudo, embora tenham sido controlados alguns fatores ambientais como a

idade da floresta, a pequena variação espacial entre essas idades nas cronossequências, similaridade na classe e na fertilidade do solo entre as florestas e o ambiente (todas em áreas de encostas), os resultados revelaram que as mudanças dos nutrientes e na granulometria não são direcionais, seguindo o aumento da idade da floresta. Assim, as variações no solo entre as idades podem estar relacionadas outros fatores como as diferenças mineralógicas do basalto, a variação na composição florística (e produção e composição de serapilheira) e o histórico de uso do solo. Embora muito complexa, essas mudanças na dinâmica do solo puderam caracterizar as idades das florestas nas cronossequências quando analisadas algumas variáveis conjuntamente, o que não foi possível quando realizadas análises isoladas das mesmas variáveis.

Programas de manejo sustentado, monitoramento de impacto e recuperação dos ecossistemas florestais passam obrigatoriamente pela compreensão dos mecanismos e processos que implicam no conhecimento e na predição das mudanças dos atributos do solo. Ainda é necessário novos estudos e explorar novas metodologias de análises para determinar com maior exatidão se as mudanças em determinado solo florestal estariam relacionadas com as variações ambientais ou os efeitos antrópicos e qual o papel da floresta na recuperação de algumas propriedades dos solos.

Agradecimentos

Este projeto foi financiado pelo Programa Universal do CNPq (n. 477409/2010-5) e recebeu bolsa de doutorado pela CAPES ao primeiro autor. Agradecimento especial à Secretaria Estadual do Meio Ambiente-RS (Dr. Suzane B. Marcuzzo), Companhia Riograndense de Saneamento (Sr. Roberto B. Cavalheiro) e ao Sr. Vanderlei Mezzomo por concederem a pesquisa em suas propriedades. Ao aluno de doutorado em Ciência dos Solos da UFSM

Gabriel Deobald pela contribuição nas análises laboratoriais dos solos. Ao Dr. Luis F. Alberti (UNIFEI) pelas sugestões ao texto.

Referências

Abreu, Z., Llambí, L.D., Sarmiento, L. 2009. Sensitivity of Soil Restoration Indicators during Páramo Succession in the High Tropical Andes: Chronosequence and Permanent Plot Approaches. *Restoration Ecology* 15(5), 619-628.

An, S., Zheng, F., Zzhang, F., Van Pelt, S., Hamer, U., Makeschin, F., 2008. Soil quality degradation processes along a deforestation chronosequence in the Ziwuling area, China. *Catena* 75, 248–256.

Astel, A., Małek, S., Makowska, S. 2008. Effect of Environmental conditions on Chemical Profile of Stream Water in Sanctuary Forest Area. *Water Air Soil Pollut* 195, 137–149.

Baker, R.T., David, F.R., Burslem, P., Swaine, M.D. 2003. Association between tree growth, soil fertility and water availability at local and regional scales in Ghanaian tropical rain forest. *Journal of Tropical Ecology* 19,109-125.

Brown, M.T., Wicker, L.R. 2000. Discriminant analysis. In: Tinsley H.E.A., Brown, S.D. (Eds) *Handbook of applied multivariate statistics and mathematical modelin*. San Diego, Academic Press, pp. 209-234.

Brun, E.J., Schumacher, M.V. , Vaccaro, S. 2011. Aspecto da ciclagem do material orgânico e nutrientes da serapilheira. In: Schumacher, M.V., Longhi, S.L., Brun, E.J., Kilca, R.V. (Orgs). *A Floresta Estacional Subtropical: caracterização e ecologia no rebordo do Planalto Meridional*. Santa Maria, Palloti, pp. 195-213.

Castillo, R.F., Blanco-Macias, A. 2007. Secondary Succession Under a Slash-and-burn Regime in a Tropical Montane Cloud Forest: Soil and Vegetation Characteristics. Chap. 7. In: Newton, A.C. (Ed.) Biodiversity Loss and Conservation in Fragmented Forest Landscapes: The Forests of Montane Mexico and Temperate South America. Cambridge, CAB international, pp. 158-180.

Cordeiro, J.L.P., Hasenack, H. 2009. Cobertura vegetal atual do Rio Grande do Sul. In: Pillar, V.D., Müller, S.C., Castilhos, Z.M.S., Jacques, A.V.A. (eds). Campos Sulinos: Conservação e Uso Sustentável da Biodiversidade. Brasília, Ministério do Meio Ambiente.

Cox, S.B., Willig, M.R., Scatena, F.N. 2002. Variation in nutrient characteristics of surface soils from the Luquillo Experimental Forest of Puerto Rico: A multivariate perspective. *Plant and Soil* 247, 189-198.

Dalmolin, R.S.D. , Klamt, E. , Cabral, D.R. , Pedron, F.deA. 2008. Solos do Município de Silveira Martins: Características, Classificação, Distribuição Geográfica e Aptidão Agrícola. 1. ed. Santa Maria, Orium.

Embrapa (Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária). 1997. Manual de métodos de análises de solo. 2.ed. Rio de Janeiro, Ministério da Agricultura e do Abastecimento.

FAO (Food and Agriculture Organization). 2007. State of World's Forests. 2007. Disponível em: <http://www.fao.org>. Acesso em 04/V/2008.

Ferraz, E.T., Roberti, D.R. 2011. Padrões climáticos na região do extremo sul do Planalto Meridional brasileiro. In: Schumacher, M.V., Longhi, S.L., Brun, E.J., Kilca, R.V.. (Orgs.). A Floresta Estacional Subtropical: caracterização e ecologia no rebordo do Planalto Meridional. Santa Maria, Palloti, p. 09-20.

Frelich, L.E. 2002. *Forest Dynamics and Disturbance Regimes: Studies from Temperate Evergreen-Deciduous Forest*. Cambridge, UK, Cambridge University Press.

Gleason-Lewin, D.C., Van Der Maarel, E. 1992. Patterns and processes of vegetation dynamics. In: Gleason-Lewin, D.C., Peet, R.K., Veblen, T.T. (Eds) *Plant Succession: Theory and prediction*. London, Chapman & Hall, pp.11-59.

Guariguata, M.R., Ostertag, R. 2001. Neotropical secondary forest succession: changes in structural and functional characteristics. *Forest Ecology and Management* 148, 185-206.

Harden, J.W., 1982. A quantitative index of soil development from field descriptions: examples from a chronosequence in central California. *Geoderma* 28, 1–28.

Huberty, C.J., Olejnik, S. 2006. *Applied MANOVA and Discriminant Analysis*. John Wiley & Sons, Inc., Hoboken, New Jersey.

Huggett, R.J. 1998. Soil chronosequences, soil development, and soil evolution: a critical review. *Catena* 32, 155–172.

Islam, K.R., Weil, R.R., 2000. Land use effects on soil quality in a tropical forest ecosystem of Bangladesh. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 79 (1), 9–16.

Kenkel, N.C., Derksen D.A., Thomas, A.G., Watson, P.R. 2002. Review: Multivariate analysis in weed science research. *Weed Sci.* 50, 281–292.

Khormali, F., Ajami, M., Ayoubi, S., Srinivasarao, C.H., Wani, S.P. 2009. Role of deforestation and hillslope position on soil quality attributes of loess-derived soils in Golestan province, Iran. *Agric. Ecosyst. Environ.*, 134, 178-189.

Kilca, R.V. 2014. A sucessão secundária na floresta estacional subtropical do Rio Grande do Sul, Brasil. 145 f. Tese (Doutorado em Engenharia Florestal) - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, RS.

Klecka, W.R. 1975. Discriminant Analysis. p 434-467. In: Nie, NH, Hull CH, Jenkins, JG, Steinbrenner K, Bent DH (eds) Statistical Package for the Social Sciences. McGraw-Hill, New York.

Klein, R. 1972. Árvores nativas da floresta subtropical do Alto Uruguai. *Sellowia*, 24, 9-62

Krauskopf, K.B. 1972. Geochemistry of micronutrients. In *Micronutrients in agriculture* (J.J. Mortvedt, P.M. Giordano & W.L Lindsay (eds.)). Soil Science Society of America, Madison. p.7-40.

Lemenih, M., Karlun, E., Olsson, M., 2005. Assessing soil chemical and physical property responses to deforestation and subsequent cultivation in smallholders farming system in Ethiopia. *Agric. Ecosyst. Environ.* 105, 373–386.

Manly, B.F.J. 2005. *Multivariate Statistical Methods: a Primer*. 3.ed. Chapman & Hall, New York.

Marin-Spiotta, E., Silver, W.L., Swanston, C.W., Ostertag, R., 2009. Soil organic matter dynamics during 80 years of reforestation of tropical pastures. *Global Change Biology* 15, 1584–1597.

Mojiri, A., Emami, N., Ghafari, N. 2011. Effects of land use changes on soil quality attributes (A review). *Research Journal of Agriculture and Biological Sciences*, 7(11), 1-3.

Moreno, J.A. 1961. *O clima do Rio Grande do Sul*. Porto Alegre, Secretaria da Agricultura do Rio Grande do Sul.

Nortcliff, S. 2002. Standardization of soil quality attributes. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. Vol.88. p161-168.

Oglesby, K.A., Fownes, J. H. 1992. Effects of chemical composition on nitrogen mineralization from green manures of seven tropical leguminous trees. *Plant and Soil* 143, 127-132.

Pedron, F.deA., Azevedo, A.C., Dalmolin, R.S.D., Sturmer, S.L.K., Menezes, F.P. 2009. Morfologia e classificação taxonômica de Neossolos e saprolitos derivados de rochas vulcânicas da Formação Serra Geral no Rio Grande no Sul. *Revista Brasileira de Ciência do Solo* 33, 119-128.

Pedron, F. de A., Azevedo, A.C., Dalmolin, R.S.D. 2011. Solos da região do rebordo do Planalto Meridional no Rio Grande do Sul. In: Schumacher, M.V., Longhi, S.L., Brun, E.J., Kilca, R.V. (Orgs). *A Floresta Estacional Subtropical: caracterização e ecologia no rebordo do Planalto Meridional*. Santa Maria, Palloti, pp. 33-51.

Pedron, F. de A. , Azevedo, A.C. , Dalmolin, R.S.D. 2012. Alteração mineralógica de Neossolos em uma climo-litossequência no Planalto do Rio Grande do Sul. *Ciência Rural* 42, 451-458.

Pretzsch, H. 2009. *Forest Dynamics, Growth and Yield*. Berlin, Springer Verlag.

Rab, M.A. 2004. Recovery of soil physical properties from compactation and soil profile disturbance cause by logging of native forest in Victorian Central Highlands, Australia. *Forest Ecology and Management* 191, 329-340.

Robaina, L.E.S., Cristo, S.S.V., Trentin, R. 2011. Considerações geológicas e geomorfológicas sobre o rebordo do Planalto no Rio Grande do Sul. In: Schumacher, M.V.,

Longhi, S.L., Brun, E.J., Kilca, R.V. (Orgs.). A Floresta Estacional Subtropical: caracterização e ecologia no rebordo do Planalto Meridional. Santa Maria, Pallotti, pp. 21-32.

Rossato, M.S. 2011. Os climas do Rio Grande do Sul: variabilidade tendências e tipologia. 253 f. Tese (Doutorado em Geografia) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, RS.

Sartori, P.L. 2009. Geologia e geomorfologia de Santa Maria. *Ciência e Ambiente* 38, 19-42.

Scipioni, M. C., Longhi, S.J., Pedron, F.A., Araújo, M.M. 2011. Análise dos padrões florísticos e estruturais de uma comunidade arbórea-arbustiva em um gradiente de solo e relevo. In: Schumacher, M.V., Longhi, S.J., Brun, E.J., Kilca, R.V. (Orgs.). A Floresta Estacional Subtropical: caracterização e ecologia no rebordo do Planalto Meridional. Santa Maria, Pallotti, pp. 85-103.

Soil Survey Staff. 1993. Soil survey manual. (Department of Agriculture Handbook n.18). Washington DC, Government Printing Office.

Sturmer, S.L.K. , Dalmolin, R.S.D. , Azevedo, A.C. , Pedron, F.deA. , Menezes, F.P. 2009. Relação da granulometria do solo e morfologia do saprolito com a infiltração de água em Neossolos Regolíticos do rebordo do Planalto do Rio Grande do Sul. *Ciência Rural* 39, 2057-2064.

Trap, J., Hättenschwiler, S., Gattin, I. 2013. Michaël Aubert Forest ageing: An unexpected driver of beech leaf litter quality variability in European forests with strong consequences on soil processes. *Forest Ecology and Management* 302, 338–345.

Ye, R., Wright, A.L. 2010. Multivariate analysis of chemical and microbial properties in histosols as influenced by land-use types. *Soil & Tillage Research* 110, 94–10.

Yemefack, M., Rossiter, D. G., Jetten, V.G. 2006. Empirical modelling of soil dynamics along a chronosequence of shifting cultivation systems in southern Cameroon. *Geoderma* 133, 380 – 397.

Zhang, C.B., Huang, L.N., Wong, M.H., Zhang, J.T., Zhai, C.J., Lan, C.Y. 2006. Characterization of soil physico-chemical and microbial parameters after vegetation near Shaoguan Pb/Zn Smelter, Guangdong, p.r. China. *Water, Air, and Soil Pollution* 177, 81–101.

Capítulo 2



Padrões florísticos na sucessão secundária na floresta estacional subtropical do sul do Brasil

Ricardo V. Kilca¹; Gustavo Schwartz²; Solon J. Longhi³

1. Ricardo V. Kilca. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal, Universidade Federal de Santa Maria. Santa Maria, RS, Brasil, e-mail: rvkilka@gmail.com

2. Gustavo Schwartz. Embrapa Amazônia Oriental, P.O. Box 48, Belém-Pará, CEP: 66095-100, Brasil, e-mail: gustavo.schwartz@embrapa.br

3. Solon J. Longhi. Professor Sênior do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal, Universidade Federal de Santa Maria. Santa Maria, RS, Brasil. e-mail: longhi.solon@gmail.com

Autor para correspondência: Ricardo V. Kilca. Rua Pedro Pereira, 108. Nsra de Lourdes Santa Maria, RS, CEP 97050-590, Brasil. Telefone: +55 55 3307-0167. E-mail: rvkilka@gmail.com

(Redigido nas normas da Biodiversity and Conservation)

Padrões florísticos na sucessão secundária da floresta estacional subtropical do sul do Brasil

Resumo As florestas estacionais do rebordo do Planalto Meridional sulbrasileiro (RPM) são extensões florísticas do núcleo Misiones, hoje considerado um dos 10 *hotspots* mais ameaçados do mundo. Esse estudo determinou as mudanças na composição florística em cinco cronossequências no RPM para avaliar as diferenças na riqueza de espécies entre as florestas de diferentes idades, identificar mudanças direcionais das espécies mais importantes e demonstrar a similaridade florística entre diferentes idades de florestas, estágios sucessionais e cronossequências. Foram amostradas 34 florestas (1000 m²) com idades entre 5-100 anos distribuídas em cinco cronossequências. Foram mensuradas as espécies mais importantes (VI%) em cada parcela e as similaridades florísticas com dados de presença e ausência e com densidade das plantas, por meio de escalonamento multidimensional não-métrico (EMNM). A riqueza de espécies foi baixa nas florestas jovens e muito variável nas florestas secundárias e maduras onde existe um número considerável de espécies compartilhadas entre todas as idades de florestas. *Cupania vernalis* foi a espécie melhor indicadora das florestas secundárias enquanto que *Actinostemon concolor* para as florestas maduras. Os modelos de EMNM (presença e ausência e densidade) demonstraram que as florestas muito jovens, secundárias e florestas maduras formaram grupos florísticos coesos entre si e as florestas analisadas por idades ou por cronossequência não demonstraram padrões definidos.

Palavras-chave Distúrbios, regeneração, dinâmica florestal, flora, floresta neotropical, escalonamento multidimensional.

Introdução

Dada a condição atual de mudanças globais, o estudo em florestas impactadas ou em regeneração talvez seja um dos mais importantes setores de pesquisas a ser aprimorada devido à necessidade de gerar conhecimento dos aspectos que regem a dinâmica dos ecossistemas, bem como, a divulgação dos inúmeros bens e serviços prestados pelos ecossistemas em regeneração para a sociedade humana (FAO 2003). Nesse sentido, em diversas regiões as florestas secundárias podem corresponder a maior parte das florestas existentes sendo, dessa forma, sua importância estratégica para manutenção da biodiversidade em média e pequena escala. Diversos organismos internacionais têm procurado demonstrar que as funções das florestas secundárias para a sociedade humana vão além da manutenção da biodiversidade regional, onde outros serviços como o sequestro de carbono, recreação

humana, proteção de mananciais e a manutenção da fertilidade do solo podem representar 96% do valor dessas florestas (ITTO 2002).

Dentre as florestas estacionais Neotropicais destaca-se uma grande área (471.204km²) que representa a Província Paranaense (Prado 2000) ou núcleo Misiones (Spichiger et al. 2000), que abrange o centro da América do Sul, principalmente no nordeste da Argentina e sul, sudeste do Brasil e leste do Paraguai (Spichiger et al. 2000). Essa floresta semidecídua subtropical apresenta uma elevada diversidade de plantas por estar em clima mais úmido que outras florestas estacionais secas neotropicais (Di Bitetti et al. 2003). Recentemente essa floresta foi incluída entre os 10 hotspots mais ameaçados do mundo (Mittermeier et al. 2005) e na lista das ecorregiões com prioridade para conservação (Olson et al. 2001). Estima-se que restam menos de 6% da sua cobertura original devido à conversão das áreas florestais para agricultura, plantios florestais e pastagens (Galindo-Leal e Gusmão Câmara 2003; WWF 2004). Considerando a área de abrangência da floresta estacional subtropical da bacia do Paraná, ainda são raros os estudos que buscam investigar como muda a flora dessa região após os diferentes tipos de perturbação antrópica (Eibl et al. 2009; Holz et al. 2009; Ruschel et al. 2005; Kilca e Longhi 2011).

A dificuldade para promover sua conservação em nível de ampla escala ainda encontra empecilhos, principalmente devido à enorme falta de estudos que possam subsidiar cientificamente as atividades de conservação e manejo sustentável. Grandes áreas de florestas primárias foram e vêm sendo substituídas para uso do solo e pouco se sabe do efeito da remoção das florestas antigas (80 a 100 anos de idade), na perda da biodiversidade em nível regional e na paisagem (Guariguata e Ostertag 2001). Muitos estudos apontaram que a recuperação da composição florística num sítio pode demorar décadas e por isso estudos recentes vêm demonstrando que as florestas secundárias podem ser consideradas importantes refúgios de espécies típicas de florestas maduras (Dent e Wright 2009).

No estado do Rio Grande do Sul, sul do Brasil, a floresta estacional subtropical no rebordo do Planalto Meridional corresponde uma das extensões da Selva Misionera e representa a maior área florestal do Estado (Cordeiro e Hasenach 2009). Essas áreas de florestas sofreram diferentes intensidades e frequências de perturbação ao longo desses últimos séculos decorrentes, principalmente, pelas atividades agro-pastoris de pequena-média escala de caráter itinerante ou permanente. Atualmente, pode-se constatar que as áreas de florestas primárias ficaram limitadas às encostas mais íngremes e, nas áreas menos declivosas, quando ainda não cultivadas, ocorrem as florestas secundárias de diferentes idades. Nesse importante corredor ecológico do

Estado, ainda são poucas as informações sobre as mudanças florísticas e estruturais após perturbação (Kilca e Longhi 2011).

O objetivo desse estudo foi realizar inventários padronizados para descrever as mudanças florísticas em cinco cronossucessões distintas na região central do RPM. Dessa forma, foi possível investigar: a) como varia a riqueza de espécies entre florestas secundárias de diferentes idades e florestas maduras? b) existem mudanças direcionais das espécies mais importantes ao longo da sucessão? c) qual a similaridade florística entre as diferentes idades de florestas, os estágios sucessionais e nas cronossucessões como um todo?

Métodos

Área de estudo

As áreas de estudo se localizam na região do rebordo do Planalto Meridional (RPM) no estado do Rio Grande do Sul, Sul do Brasil. O clima é do tipo Cfa segundo Koppen sendo que para o período de 1970 a 2007 a temperatura média anual oscilou em torno de 19,2 °C (com a variação média mensal de 10,1 a 27 °C) e a média das mínimas de 5,8 °C e a média das máximas de 34,4°C. A precipitação total anual foi de 1697,2 mm e a precipitação média mensal variou de 141,49 mm a 476,80 mm (Rossato, 2011). O RPM foi formado pela dissecação do Planalto, com rochas vulcânicas ácidas e básicas da Formação Serra Geral, e parte da Bacia sedimentar, com rochas da formação Botucatu e Caturrita que ocorrem desde altitudes de 150 metros até aproximadamente 500 metros (Sartori, 2009). Predominam no RPM solos rasos, pedregosos e férteis como os Neossolos, Cambissolos e Chernossolos sendo que nas áreas com menor declividade correntemente surgem solos mais profundos e ácidos como os Argissolos e Nitossolos (Pedron e Dalmolin 2011). A fitofisionomia predominante nessas escarpas é do tipo Floresta Estacional Decidual conforme a classificação da vegetação brasileira (IBGE, 2012) ou floresta estacional subtropical (Spichiger et al. 2000; Di Bitetti et al. 2003). As áreas de estudo se encontram dentro de uma faixa de menor variação climática e geológica em relação a extensão total do RPM (ver Ferraz e Roberti 2011; Robaina et al. 2011).

Método de amostragem

Para a escolha dos estandes florestais foram consideradas as recomendações para identificação do tipo de distúrbio e a cronologia segundo Frelich (2002), onde se pode obter um tempo estimado de décadas passadas

em uma escala espacial adequada com a escala do estudo (100m): entrevistas com proprietários ou antigos moradores (para conhecer o tipo de distúrbio e o histórico de uso/abandono), imagens orbitais recentes e antigas das áreas escolhidas (Google Earth e em consultas a acervos governamentais - ver ítem Agradecimentos), composição florística (presença de espécies indicadoras) e a estrutura da vegetação (tamanho e porte). A lista com o número de estandes amostrados com seus respectivos tipos de distúrbio, idades, localização estão descritos na Tabela 1.

Em todas as cronossequências foram instaladas 34 parcelas de 1000m² subdivididas em 10 sub-unidades de 10mx10m (grid de 50m x 20m), pois esse tamanho de parcela foi considerado satisfatório para manter as condições fisionômicas da vegetação padronizadas em nível de sitio, como também contribuiu para diminuir o problema de escala-dependente das variáveis físicas e biológicas do estudo (espacial e temporal, veja Frelich, 2002; Pretschitz, 2009). Dentro de cada sub-unidade foram amostrados todos os indivíduos arbóreos (árvores e arbustos) com o caule maior/igual que 9 cm de perímetro a 1,3m do solo. Após, foram calculados os valores de importância (VI) de todas as espécies em cada estande, mas apresentadas aqui somente aquela com valor > 40% do VI total.

As idades de floresta foram: 5-10 anos; 10-15 anos; 20 a 30 anos; 35 a 40 anos; 45 a 60 anos; 70 a 90 anos e floresta madura (> 100 anos). Para a análise por estágio sucessional, foram agrupadas as idades que representavam os quatro estágios básicos de desenvolvimento (adaptado de Frelich 2002): 1) estágio de iniciação - 5 a 15 anos (ocorre logo após o distúrbio, formado por espécies que chegaram na área por sementes ou rebrote, não forma um estande de copa fechada), 2) estágio de exclusão competitiva - 15 a 35 anos (forma grande densidade de plantas, a copa é contínua e muitas vezes homogênea, predomínio dos mecanismos de densidade-dependente para mortalidade), 3) estágio de transição demográfica - 50 a 70 anos (início de formação de dinâmica por clareiras, predomínio dos mecanismos densidade-independente, muitos tamanhos diferentes de árvores e copa estratificada) e, 4) estágio multi- idades - > 80 anos (existe muitas classes de tamanhos de plantas, poucos ou nenhum remanescente de espécies dos estágios iniciais, mortalidade baixa e a substituição de espécies ocorre principalmente por meio da dinâmica de clareiras).

Tabela 1 Cronossequências analisadas na região central do rebordo do Planalto Meridional no Rio Grande do Sul, sul do Brasil

Áreas/idades	Classe solos	Paisagem	Declividade	Alt.	Exp.	Coordenadas
SM/It						
SM25	-	Encostas	SO	142m	AF	0230567/6711124
SM50	-	Encostas	FO	218m	AF	0229456/6709657
SMFM1	-	Sopé	SO	138m	SU	0230425/6711227
SMFM2	-	Encostas	MO	237m	SU	0229698/6709727
ItaFM1	NLe	Encostas	FO	425m	SU	0241770/6721987
ItaFM2	NLe	Encostas	MO		SU	0228247/6719201
VF						
VF5	RQo	Patamares	SO	213m	AF	0247759/6719394
VF15	NLe	Encostas	MO	253m	AF	0248035/6719392
VF25	RRd	Encostas	MO	231m	AF	0247913/6719443
VF35	RRe	Encostas	MO	232m	AF	0247846/6719378
VF40	NLe	Encostas	MO	226m	AF	0246754/6714000
VF60	NLe	Encostas	MO	263m	AF	0248123/6719389
VFFM1	NLe	Escarpas	MO	299m	SU	0247541/6719643
VFFM2	NLe	Escarpas	MO	380m	SU	0248530/6719398
PS						
PS15	NLe	Escarpas	MO	407m	AF	0295282/6717618
PS25	NLe	Escarpas	MO	413m	AF	0295181/6717673
PS40	NLe	Escarpas	MO	320m	AF	0295241/6717280
PS50	NLe	Escarpas	MO	296m	AF	0295295/6717002
PS60	NLe	Escarpas	MO	394m	AF	0295211/6717684
PS90	NLe	Escarpas	MO	312m	CS	0295355/6717129
PEQC						
PEQC5	NLe	Patamares	SO	118m	AF	0278610/6738795
PEQC10	NRe	Patamares	SO	95m	AF	0278584/6739377
PEQC15	NRe	Encostas	FO	185m	AF	0278868/6738840
PEQC25	NLe	Escarpas	MO	84m	AF	0278843/6738382
PEQC35	NLe	Escarpas	MO	179m	AF	0279060/6738195
PEQC60	NLe	Escarpas	MO	110m	AF	0279210/6738325
PEQC70	NLe	Escarpas	MO	132m	AF	0279201/6738361
PEQC90	NLe	Escarpas	MO	137m	CS	0278122/6739287
PEQCFM	NLe	Escarpas	MO	230m	SU	0278893/6738820
REBIO						
REBIO15	NLe	Escarpas	MO	308m	AF	0227370/6728440
REBIO30	NLe	Escarpas	MO	314m	AF	0227390/6728454
REBIO40	NLe	Escarpas	MO	255m	AF	0227579/6728601
REBIO60	NLe	Escarpas	MO	279m	AF	0227259/6728567
REBIO80	NLe	Escarpas	MO	246m	CS	0226968/6727813

SM- florestas suburbanas de Santa Maria; VF- Val Feltrina- município de Silveira Martins; PS- Paraíso do Sul, estrada do Patrimônio; PEQC- Parque Estadual da Quarta Colônia/Agudo; REBIO- Reserva Biológica do Ibicuí Mirim/Itaara. FM- floresta madura (> 100 anos), VFFM1- Floresta madura sobre denso afloramento rochoso e VFFM2- pouco afloramento rochoso (2).Classes de Solos: RLe- Neossolo Litólico Eutrófico, RRe- Neossolo Regolítico Eutrófico, RRd- Neossolo Regolítico Distrófico, RQo-Neossolo Quartzarenico. Paisagem= morfologia da paisagem do RPM conforme Pedron e Dalmolin (2011). Declividade: suave ondulado (SO) 3 – 8%; ondulado (O) 8 – 20; forte ondulado (FO) 20 -45%; montanhoso

(MO) 45 – 75%. Declividade: A caracterização da fertilidade da camada superficial do solo (0-15cm) em Kilca (2014, dados não publicados). AF- agricultura familiar, CS- corte seletivo de espécies arbóreas, SU- floresta sem uso.

Análises dos dados

Para as análises florísticas, primeiramente, o banco de dados das espécies amostradas nos levantamentos passou por uma revisão de sinonímias, formas de vida e enquadramento sistemático junto ao sistema APG III (2009). Os táxons não identificados ao nível específico, as espécies exóticas e as espécies arbóreas que apresentaram forma de vida dupla ou tripla (arbóreo e apoiante ou escandente como *Dasyphyllum spinenscens*, *Dalbergia frutescens*, *Celtis iguanea*, *Senegalia bonariensis* e demais lianas) foram excluídos do banco de dados e das análises (permaneceram 125sp., ver ANEXO). Foram elaboradas análises de escalonamento multidimensional não-métrico (EMNM) com matrizes de presença-ausência e de densidade de todas as espécies amostradas em cada área para serem calculados seus índices de similaridade de Jaccard (presença e ausência) e distância euclidiana (densidade das espécies com > 9 indivíduos amostrados). A partir desses dois conjuntos de matrizes foram elaborados bancos de dados contendo: a) todas as espécies em todas as florestas em todas as cronossequências, b) todas as espécies em diferentes idades de desenvolvimento da floresta independente da cronossequência e, c) todas as espécies em diferentes estágios sucessionais independente da idade e da cronossequência.

Resultados

Os valores absolutos de riqueza de espécies variaram muito em 1000 m² de floresta com diferentes idades no RPM (Tabela 2). No início da sucessão, durante o estágio de colonização das plantas, onde houve poucas árvores que formam copas espaçadas entre si (VF5, PEQC8, PEQC10, PEQC15) e a riqueza de espécies pode variar entre oito a 16 espécies. No primeiro estágio inicial onde já existe uma fisionomia florestal implantada (florestas de 15 anos), com grande densidade de plantas, copa uniforme ou com dois estratos visíveis, podem ser registradas 25 a 50 espécies. Variações similares foram registradas para florestas jovens (idades entre 25 a 35 anos) com 21 a 50 espécies. No entanto, as florestas de idades intermediária (50 e 60 anos) apresentaram menor variação na riqueza (23 a 33 espécies), assim como as florestas secundárias antigas (70 a 90 anos com 22 a 33 espécies) e as florestas maduras (com 24 a 37 espécies) (Tabela 2). Houve um grande compartilhamento de espécies entre as idades de floresta, registrando-se mais de 50% de espécies comuns (Tabela 2).

Tabela 2. Valores de riqueza de espécies nativas e exóticas nas cinco cronossequências da floresta estacional subtropical no rebordo do Planalto Meridional, sul do Brasil

Local	SM	VF	PS	PEQC	REBIO		
Número de espécies nativas/exóticas							
F5		8/3		16/4			
F10				14/3			
F15		25/1	28/1	13/2	50		
F25	35/1	29/3	21/1	38/4			
F35		30/1	35	34	50		
F50	24/1	29/3	28/1				
F60		30/1	30	33/1	23		
F70				28/1			
F80			28		33		
F90				22			
F100	28 ^a	24 ^e		26			
F100	31 ^b	33 ^f					
TSP	37 ^c						
SPC	23 ^d						
Número de espécies em comum							
	F5-10	F15	F25-30	F35-40	F50-60	F70-90	FM
F5-10	0						
F15	20	0					
F25-30	21	53	0				
F35-40	17	43	50	0			
F50-60	18	48	57	49	0		
F70-90	13	41	45	42	47	0	
FM	15	44	51	42	51	46	0
Total	28	68	81	63	71	55	71

Ocorreram quatro padrões de variação das espécies mais importantes nas florestas das cronossequências analisadas. Nas florestas secundárias (15 até 80 anos) da VF e PS, houveram poucas mudanças da espécie mais importante (VI) ao longo da sucessão, predominando *Cupania vernalis* seguida de *Ocotea puberula* e *Casearia silvestris*. Por outro lado, nas florestas secundárias (>15 anos) do PEQC e REBIO, ocorreram maiores variações entre as espécies mais importantes nas diferentes idades de floresta. Por fim, as florestas maduras e muito jovens também distinguiram-se entre si e também quanto as florestas secundárias, na grande maioria dos casos, apresentando diferentes espécies entre aquelas com maiores VI (Tabela 3).

Entre as espécies melhores indicadoras das florestas secundárias, *Cupania vernalis* foi registrada 17 vezes entre as mais importante nas cinco áreas de estudo (12 vezes como a principal espécie), ocorrendo desde florestas com 15 anos até 80 anos de idade e sendo mais representativa nas cronossequências de VF e PS. *Ocotea puberula* foi registrada nove vezes (uma vez como principal espécie) entre as mais importantes nas florestas com idades entre 25 a 80 anos para PS, VF e PEQC. *Casearia silvestris* foi registrada sete vezes entre as mais importantes em florestas de 15 a 60 anos de idade, sendo mais freqüente em VF e PS (Tabela 3).

Tabela 3 Composição florística das espécies dominantes e das associações florísticas (>40% do VI total) em cinco cronossequências da floresta estacional subtropical no rebordo do Planalto Meridional, sul do Brasil.

Cronos	Idades	Espécie dominante	Associações de espécies com seus valores de % VI
VF	5 anos	<i>E. contortisiliquom</i> (54,2).	<i>E. contortisiliquom</i> (54,2); <i>Baccharis semiserrata</i> (17,1) = 71,3% do VI.
	15 anos	<i>C. vernalis</i> (21,6).	<i>Cupania vernalis</i> (21,6), <i>Nectandra lanceolata</i> (12), <i>Casearia silvestris</i> (10,8)= 44,4% VI.
	25 anos	<i>C. vernalis</i> (12,4)	<i>Cupania vernalis</i> (12,4), <i>Ocotea puberula</i> (11,5), <i>Casearia silvestris</i> (10,6), <i>Cabralea canjerana</i> (8,9)= 43,4% VI.
	35 anos	<i>C. vernalis</i> (18,5)	<i>Cupania vernalis</i> (18,5), <i>Casearia silvestris</i> (12,7), <i>Lonchocarpus muehlbergianus</i> (12,1)= 43,3% VI.
	50 anos	<i>C. vernalis</i> (19,4)	<i>Cupania vernalis</i> (19,4), <i>Casearia silvestris</i> (11,2), <i>Ocotea puberula</i> (8,2)= 38,8% VI.
	60 anos	<i>C. vernalis</i> (20,8)	<i>Cupania vernalis</i> (20,8), <i>Ficus luschnathiana</i> (14,1), <i>Casearia silvestris</i> (10,9)= 45,8% VI.
	FM 1R	<i>T. clausenii</i> (21,8).	<i>Trichillia clausenii</i> (21,8), <i>Sorocea bonplandii</i> (11,0), <i>Actinostemon concolor</i> (10,1)= 42,9% VI.
FM 2S	<i>A.concolor</i> (11,8),	<i>Actinostemon concolor</i> (11,8), <i>Trichilia clausenii</i> (10,9), <i>Eugenia rostrifolia</i> (9,7), <i>Trichilia elegans</i> (7,6)= 40% VI.	
SM	25 anos	<i>H. apiculata</i> (22,5)	<i>Hellietia apiculata</i> (22,5), <i>Luehea divaricata</i> (11,9), <i>Enterolobium contortisiliquum</i> (9,4)= 43,8% VI.
	50 anos	<i>C. vernalis</i> (19)	<i>Cupania vernalis</i> (19), <i>Luehea divaricata</i> (13,1), <i>Ocotea puberula</i> (10,8)= 42,9% VI.
	FMT	<i>A. concolor</i> (21,9)	<i>Actinostemon concolor</i> (21,9), <i>Trichilia clausenii</i> (11,4), <i>Eugenia rostrifolia</i> (7,5)= 40,8% VI.
	FMM	<i>A. concolor</i> (26)	<i>Actinostemon concolor</i> (26), <i>Apuleia leiocarpa</i> (9,9), <i>Luehea divaricata</i> (9,7)= 45,6% VI.
	FMAm	<i>A. concolor</i> (19,5)	<i>Actinostemon concolor</i> (19,5), <i>Sorocea bonplandii</i> (17,5), <i>Cabralea canjerana</i> (9,1)= 46,1% VI.
	FMAn	<i>S. bonplandii</i> (25,2)	<i>Sorocea bonplandii</i> (25,2), <i>Eugenia rostrifolia</i> (9,2), <i>Apuleia leiocarpa</i> (8,5)= 42,9% VI.
PEQC	5 anos	<i>T. stans</i> (31,8)	<i>Tecoma stans</i> (31,8), <i>Baccharis semiserrata</i> (11,6), = 43,4% VI.
	10 anos	<i>T. stans</i> (39,5)	<i>Tecoma stans</i> (39,5), <i>Escalonia bifida</i> (7,9) = 47,4% VI.
	15 anos	<i>P. rigida</i> (36)	<i>Parapiptadenia rigida</i> (36), <i>Tecoma stans</i> (16,8) = 52,8% VI.
	25 anos	<i>S. brasiliensis</i> (15,9)	<i>Sebastiania brasiliensis</i> (15,9), <i>Cupania vernalis</i> (11,3) <i>Cordia americana</i> (7,4), <i>Ocotea puberula</i> (7,4)= 42% VI.
	35 anos	<i>T. elegans</i> (12,4)	<i>Trichilia elegans</i> (12,4), <i>Allophylus edulis</i> (11,2) <i>Sebastiania commersoniana</i> (7,6), <i>Cupania vernalis</i> (7,1), <i>Cordia americana</i> (6,0)= 44,3% VI.
	60 anos	<i>C. vernalis</i> (12,2)	<i>Cupania vernalis</i> (12,2), <i>Ocotea puberula</i> (10,1), <i>Actinostemon concolor</i> (8,1), <i>Nectandra megapotamica</i> (6,5), <i>Casearia silvestris</i> (5,9)= 42,8% VI.
	70 anos	<i>A. concolor</i> (24,7)	<i>Actinostemon concolor</i> (24,7), <i>Nectandra megapotamica</i> (11,8), <i>Cupania vernalis</i> (5,9)= 42,9% VI.
	90 anos	<i>S. bonplandii</i> (24,1)	<i>Sorocea bonplandii</i> (24,1), <i>Trichilia clausenii</i> (17,8), <i>Actinostemon concolor</i> (13,6)= 55,5 % VI.
	FM	<i>T. clausenii</i> (22,1)	<i>Trichilia clausenii</i> (22,1), <i>Phytolacca dioica</i> (10,2), <i>Cordia americana</i> (9,8)= 42,1% VI.
		15 anos	<i>C. vernalis</i> (13,2)

			<i>Citronella paniculata</i> (4,16), <i>Myrcia bombicina</i> (4,11), <i>Chrysophyllum marginatum</i> (4,1) = 41,4% VI.
			<i>Parapiptadenia rigida</i> (7,34), <i>Allophylus edulis</i> (6,5), <i>Machaerium paraguariensis</i> (5,8), <i>Nectandra</i> <i>megapotamica</i> (5,8), <i>Cupania vernalis</i> (5,8), <i>Quillaja</i> <i>brasiliensis</i> (5,2), <i>Citronella paniculata</i> (4,8) =41,2% VI.
REBIO	30 anos	<i>P. rigida</i> (7,3)	
	40 anos	<i>C. americana</i> (23,5)	<i>Cordia americana</i> (23,5), <i>Parapiptadenia rigida</i> (13,02), <i>Eugenia uniflora</i> (12,5)= 49% VI.
	60 anos	<i>C. americana</i> (19,9)	<i>Cordia americana</i> (19,9), <i>Myrcianthes pungens</i> (18,8) <i>Trichilia elegans</i> (13)= 51,7% VI.
	80 anos	<i>N. lanceolata</i> (22)	<i>Nectandra lanceolata</i> (22), <i>Cupania vernalis</i> (15,6), <i>Trichilia elegans</i> (7) = 44,6% VI.
	15 anos	<i>C. vernalis</i> (13,4)	<i>Cupania vernalis</i> (13,4), <i>Inga marginata</i> (12,8), <i>Ocotea</i> <i>puberula</i> (10), <i>Myrsine guianensis</i> (9,7) = 45,9% VI.
	25 anos	<i>I. marginata</i> (22,2)	<i>Inga marginata</i> (22,2), <i>Casearia silvestris</i> (18,9)= 41,1 % VI.
PS	35 anos	<i>O. puberula</i> (19,3).	<i>Ocotea puberula</i> (19,3), <i>Cupania vernalis</i> (18), <i>Inga</i> <i>marginata</i> (10,8) = 48,1% VI.
	50 anos	<i>C. vernalis</i> (16,8).	<i>Cupania vernalis</i> (16,8), <i>Casearia silvestris</i> (7,3), <i>Machaerium paraguariensis</i> (6,6), <i>Diospyrus</i> <i>inconstans</i> (6), <i>Ocotea puberula</i> (5,9)= 42,6% VI.
	60 anos	<i>C. vernalis</i> (25,3).	<i>Cupania vernalis</i> (25,3), <i>Nectandra megapotamica</i> (11,3), <i>Prunus myrtifolia</i> (6,3)= 42,9% VI.
	80 anos	<i>C. vernalis</i> (14,2)	<i>Cupania vernalis</i> (14,2), <i>Ocotea puberula</i> (10,9), <i>Cabralea canjerana</i> (7,3), <i>Phytollaca dioica</i> (6,8), <i>Nectandra megapotamica</i> (5,24)= 44,4% VI.

Nas florestas jovens (<15 anos) apenas duas espécies tendem a representar a maioria da estrutura horizontal dos estandes, sendo as principais colonizadoras *Enterolobium contortisiliquom* (VF), a exótica *Tecoma stans* (PEQC) seguidas por *Baccharis semisserrata* e *Escalonia bifida* (Tabela 3). O PEQC apresentou as florestas (5 a 70 anos) com maior ocorrência de espécies exóticas e na REBIO não foram registradas espécies exóticas nos estandes amostrados. Nas florestas secundárias (>15 anos), variou também o número de espécies que representaram 40% do VI nas comunidades. Em VF, geralmente três espécies atingiram >40% do VI, no PEQC e na REBIO três a cinco espécies e no PS de duas a cinco espécies (Tabela 3). As florestas maduras (com exceção no PEQC) tendem a diferenciar sua composição das espécies mais importantes em relação as florestas secundárias. *Actinostemon concolor*, *Trichilia clausenii*, *Sorocea bonplandii* e *Eugenia rostrifolia* foram mais frequentes. *Luehea divaricata* foi a única espécie que pode ser identificada entre as mais importantes na estrutura horizontal desde florestas de 15 anos até florestas maduras (Tabela 3).

Na análise do EMNM, utilizando os dados de presença e ausência de todas as idades de florestas em todas as cronossequências, foram revelados dois grupos bem distintos. O primeiro caracterizado pelas florestas jovens (PEQC10P, PEQC10PG, PEQC15PG e Mez5P) no lado direito do eixo 1, o segundo grupo agrupando a maioria das florestas da REBIO, explicado pela variabilidade no eixo 2 da ordenação. As demais idades de

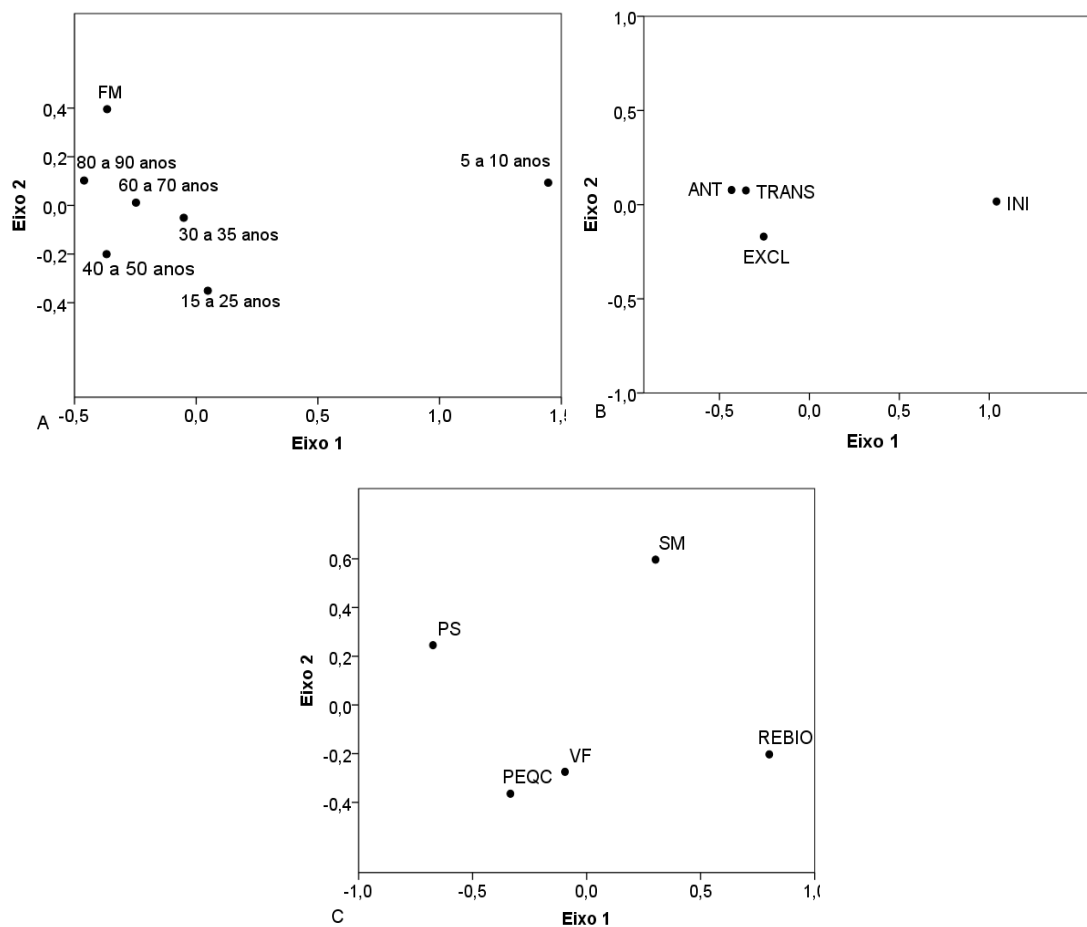


Fig. 2 A-C Similaridade florística (presença e ausência) representada pelo EMNM entre florestas de diferentes idades (A), entre estágio sucessional (B) e cronossucessões (C) no RPM.

Os dados de densidade agrupados em idades próximas de florestas e em estágios sucessionais (análise independente da cronossucessão), também demonstraram padrões de similaridades convergentes, onde as florestas mais antigas (florestas acima de 70 anos e florestas maduras) diferem sua composição florística das demais idades no eixo 1 (Fig. 4A). No eixo 2 da ordenação, as florestas com idades entre 15 a 60 anos apresentaram composição florística muito similares, no entanto, bem distintas das florestas mais jovens (entre 5 a 10 anos) (Fig. 4A e B).

Por fim, o EMNM demonstrou que a composição florística de todas as cronossucessões são diferentes entre si, onde o eixo 1 revelou que as maiores diferenças ocorrem entre SM e PEQC com relação a PS, VF e REBIO (Fig. 4C).

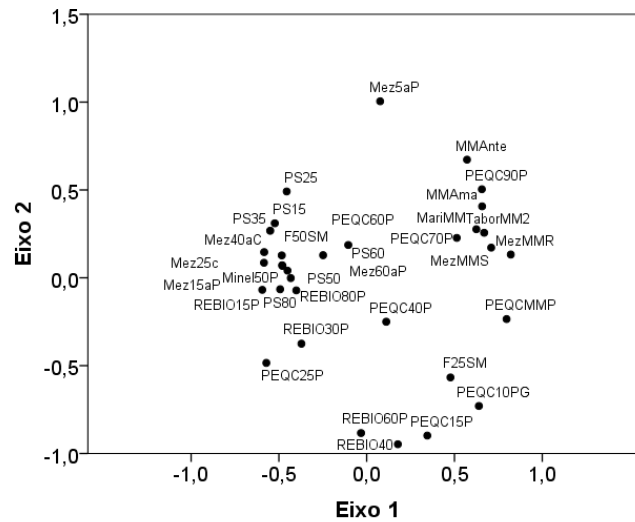


Fig. 3 Similaridade florística (densidade das espécies com >9 indivíduos) representada pelo EMNM entre todas as florestas de diferentes idades nas cinco cronossucessões do RPM.

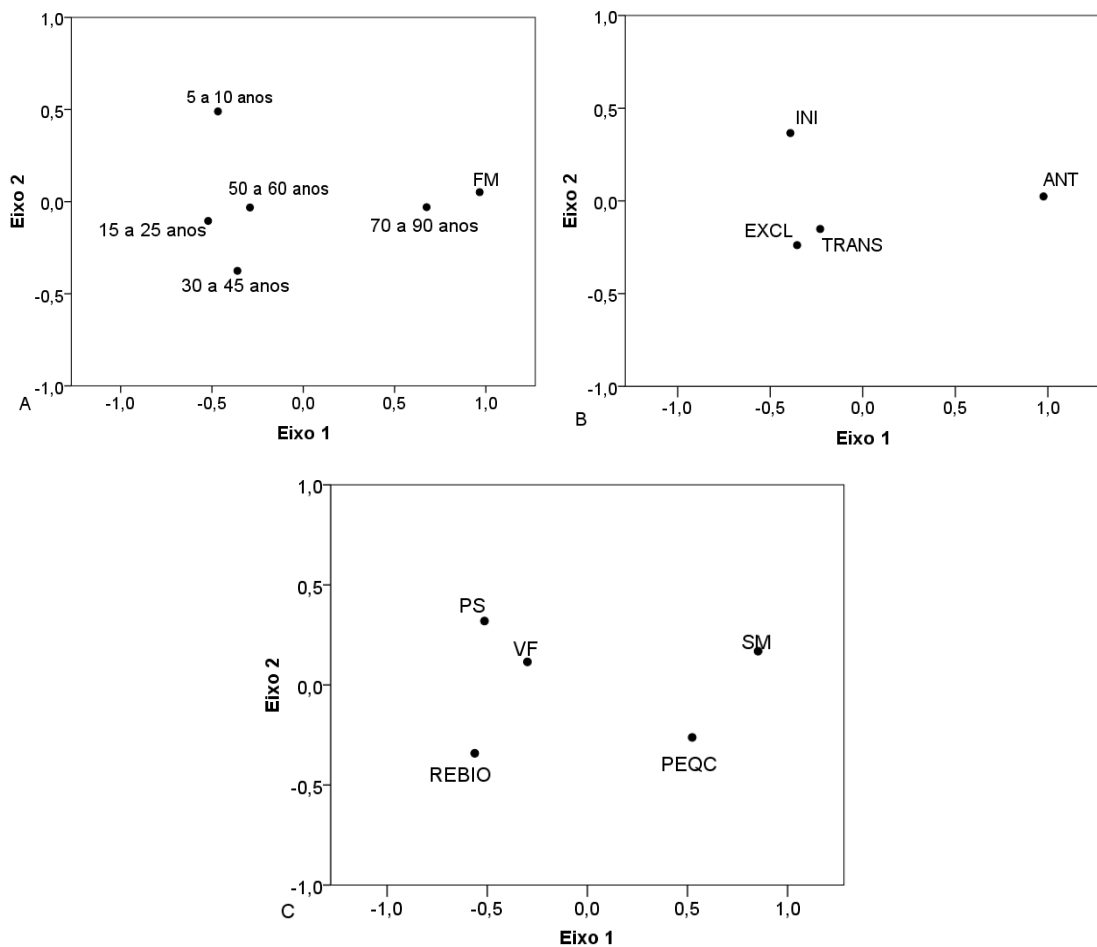


Fig. 4 Similaridade florística (densidade das espécies com >9 indivíduos) representada pelo EMNM entre florestas de diferentes idades (A), entre estágio sucessional (B) e cronossucessões (C) no RPM.

Discussão

Houve alta variabilidade na riqueza de espécies entre florestas de mesma idade e entre diferentes idades no RPM. Aide et al. (2000) analisaram várias cronossequências na Costa Rica em 1000 m² de floresta e registram variações de 3 a 15 espécies em florestas até 10 anos de idade, em florestas com 15 anos de idade variou de 9 a 25 espécies e em florestas de 20 a 35 anos de 12 a 29 espécies. As florestas de idade intermediária (50 a 60 anos) os autores registraram 13 a 32 espécies e as florestas mais antigas (70 a 80 anos) 17 a 34 espécies. Os valores de riqueza observados nesse estudo encontram-se dentro da faixa de variação registrada nas respectivas idades de florestas, por esses autores, mesmo considerando os diferentes critérios de inclusão de indivíduos. Pascarella et al. (2000), em uma cronossequência florestal originada do abandono de pastagens em Puerto Rico, registraram variações na riqueza de florestas com quatro, 13, 25, 37, 52, 77 e >80 anos também muito similares com o presente estudo. Na região subtropical da América do Sul (Grau et al. 1997) e nos trópicos (Aide et al. 1995; Aide et al. 2000; Pascarella et al. 2000; Kennard 2002; Peña-Claros 2003), foram registradas poucas mudanças na riqueza de espécies nas florestas secundárias após 20 anos de abandono em relação as florestas maduras o que foi também demonstrado nas cronossequências do RPM. O número total de espécies em florestas secundárias é geralmente maior do que registrado em florestas primárias e pode haver um significativo contingente florístico compartilhado entre esses dois estágios de desenvolvimento (Aide et al. 2000; Pascarella et al. 2000; Castillo-Campos et al. 2008; Holz et al. 2009). No RPM, as florestas maduras e secundárias confirmaram essas premissas sendo que esses dois estágios apresentaram até 50% de sua composição florística similar.

Sob ponto de vista biogeográfico, das 57 espécies listadas em 48 florestas de diferentes idades em Misiones, na Argentina (Holz et al. 2009), cerca de 50% dessas (29 espécies) foram comuns as cronossequências do RPM registradas nesse estudo. Ruschel et al. (2005) avaliaram 13 florestas com diferentes níveis de exploração nas florestas estacionais subtropicais ao norte do RPM e cerca de 64% da composição florística foi similar. No entanto, a flora do RPM compartilhou mais espécies (72%) com as três florestas primárias avaliadas no Parque Estadual do Turvo-PET (Ruschel et al. 2007). Kilca e Longhi (2011a) listaram 160 espécies nativas em 10 ha de florestas secundárias e primárias em toda a região de abrangência da floresta estacional subtropical (FES) no estado do Rio Grande do Sul e 98 dessas espécies (61%) foram comuns a esse estudo. Os mesmos autores também listaram 12 espécies com maior valor de importância (VI) em toda a região da FES, oito dessas (*Nectandra megapotamica*, *Cupania vernalis*, *Trichilia claussenii*, *Allophylus edulis*, *Sebastiania*

commersoniana, *Casearia silvestris*, *Luehea divaricata* e *Ficus luschnathiana*) também foram registradas no RPM como espécies de maiores VI na comunidade.

Algumas das espécies listadas no presente esse estudo são consideradas típicas das florestas Paranaeses que registram ocorrência em outros países da América do Sul como: *B. riedelianum*, *C. gonocarpum*, *C. marginatum*, *C. canjarana*, *C. americana*, *R. laxiflora*, *E. contortisiliquom*, *H. heptaphylus*, *P. dioica*, *S. bonplandii* e *N. megapotamica*, sendo essas duas últimas exclusivas dessa região fitogeográfica (Prado e Gibbs, 1993; Spichiger et al. 2000). Outras espécies listadas nesse estudo também ocorrem em florestas estacionais no norte da América do Sul (*Brunfelsia uniflora*, *Endlicheria paniculata*, *Trichilia elegans*, *Sideroxylon obtusifolium* e *Cedrela fissilis*) e América Central (*Maclura tinctorica*) (Oliveira-Filho e Ratter 1995).

A predição da sucessão de espécies na sucessão secundária de florestais tropicais pode ser uma tarefa impraticável dado as diferentes condições ambientais, interações bióticas-abióticas, frequências e intensidades de perturbação recorrentes, elevada diversidade de espécies e as suas múltiplas histórias de vida, preferência por nichos, capacidade de dispersão e reprodução vegetativa entre outras (Greenberg 1999; Sheil e Burslem 2003). No entanto, pode-se generalizar a previsão das espécies a partir das análises das dominâncias e co-dominâncias dessas ao longo da sucessão. Assim, as espécies indicadoras da sucessão secundária das florestas estacionais do RPM (Tabela 2) foram identificadas por um grupo pequeno de espécies colonizadoras como *E. contortisiliquum*, *B. semisserrata*, *Escalonia bifida*, *P. rigida*, *Syagrus rommanzoffiana*, entre outras espécies de Lauraceae, Fabaceae, Malvaceae e Solanaceae (Kilca 2014) e/ou por exóticas como *Tecoma stans*, *Hovenia dulcis*, *Psidium guajava*, *Citrus lemonium* entre as principais. Inseridas dentro de uma vegetação essencialmente herbácea, essas espécies apresentam geralmente poucos indivíduos espaçados ou agrupados e que eventualmente podem formar adensamentos contínuos no caso das espécies exóticas.

As florestas com 15 anos e 20 anos formam uma fisionomia florestal com grande diversidade e densidade de indivíduos, com copas entrelaçadas de *C. vernalis*, *C. silvestris*, *M. guianensis*, *A. edulis* e com a presença eventual de indivíduos de grande porte como *O. puberula*, *N. lanceolata*, *P. rigida* e *L. divaricata*, principalmente. As florestas com 25 e 35 anos podem apresentar menor densidade de plantas que as florestas mais jovens, mas a riqueza tende a aumentar permitindo pouco poder de predição de mudanças de espécies (como no PEQC, SM e REBIO) ou, em alguns casos, a flora pode ser muito similar com as florestas mais jovens (com *C. vernalis*, *C. silvestris* e *O. puberula* em VF e PS). As florestas de 50-60 anos apresentaram indivíduos de grande porte com uma bem formada estratificação vertical. No entanto, as espécies mais importantes foram

muito similares entre si em quase todas as cronossequências (exceto na REBIO) com o predomínio de *C. vernalis* e *O. puberula*. As florestas de 70 a 90 anos apresentaram maior diversidade na composição das espécies mais importantes e as florestas maduras apresentaram uma flora distinta das demais onde predomina como as principais *Sorocea bonplandii*, *Actinostemon concolor*, *Eugenia rostrifolia*, *Apuleia leiocarpa*. Esse padrão de substituição de espécies dominantes foram muito diferentes da sucessão registrada em Misiones (Holz et al. 2009) e ao norte do RPM (Ruschel et al. 2005) que indica a existência de diferentes gradientes fitogeográficos na área de abrangência da floresta estacional subtropical.

Nas florestas secundárias do RPM destacou-se *Cupania vernalis*, sendo registrada como a espécie mais importante em praticamente todas as idades em duas cronossequências (VF e PS). Essa espécie típica de formações secundárias no estado do Rio Grande do Sul (Sema 2001), tem como características apresentar uma ampla distribuição geográfica, longa-vida, grande adaptação a diversos ambientes no sul do Brasil (Carvalho 2006). Essa espécie pode ocorrer em florestas antigas no noroeste do estado do Rio Grande do Sul (Ruschel et al. 2005) mas raramente atinge elevada densidade em florestas primárias (Ruschel et al. 2007). A sua rápida regeneração por rebrote ou sementes pode estar relacionadas a sua predominância na paisagem regional (VF e PS) porque em outras cronossequências (SM, REBIO e PEQC) essa espécie não foi dominante na paisagem, mesmo em sítios de mesma fertilidade e textura do solo.

A forte dominância dessa espécie em algumas áreas pode ter explicação no contexto do efeito de prioridade no ecossistema, onde a espécie com determinadas habilidades competitivas que chegar primeiro na comunidade pode permanecer nos estágios posteriores (Greenberg 1999). Espécies secundárias iniciais de vida longa também permaneceram por longo período entre a mais representativa das comunidades em uma cronossequência na Bolívia (Peña-Claros, 2003). Outras espécies secundárias de vida longa como *Nectandra megapotamica*, *O. puberula*, *L. divaricata*, *E. contortisiliquum* e *P. rigida* são espécies que registram grande densidade em florestas com pouca, média e intensa perturbação (Ruschel et al. 2005).

Em três florestas primárias no Parque Estadual do Turvo (PET), Ruschel et al. (2007) registraram *Sorocea bonplandii*, *Actinostemon concolor*, *Trichilia clausenii*, *Sebastiania brasiliensis*, *Urera baccifera* e *Chrysophyllum gonocarpum* como as espécies mais densas. Todas essas espécies foram amostradas nesse estudo em florestas maduras mas apenas as três primeiras espécies apresentaram os maiores valores de importância. Jarenkow e Waechter (2001) também demonstraram que *S. bonplandii*, *A. concolor* e *T. clausenii* possuíam elevados VI em uma floresta madura no RPM. Esses resultados confirmam que as florestas estacionais

subtropicais apresentam um conjunto de espécies mais importantes bem diferentes entre as florestas secundárias e florestas maduras. Em três fragmentos de florestas primárias na região ao norte do RPM Ruschel et al. (2005) revelaram outro ranqueamento para as espécies mais densas em florestas maduras, com: *Nectandra megapotamica*, *Ocotea diospyrifolia*, *Chrysophyllum gonocarpum*, *Chrysophyllum marginatum*, *Apuleia leiocarpa*, *Balfourodendron riedelianum* e *Cabrlea canjerana*. Um outro grupo de espécies também diferentes foi registrado para as florestas maduras ao norte de Misiones, Argentina por Holz et al (2009), com *Alchornea glandulosa*, *Cabrlea canjerana*, *Guarea kunthiana*, *Euterpe edulis*, *C. gonocarpum* e *Nectandra megapotamica*. Os autores atribuíram efeitos de perturbação pretérita como

No entanto, os efeitos da perturbação natural são frequentes e podem alterar a dinâmica de um estande. Nesse estudo, efeitos de perturbação pelo vento puderam ser demonstrados em florestas secundárias muito antigas (PS 80 anos e REBIO 80 anos) (Tabela 2). Esses distúrbios acarretam a abertura de clareiras e uma maior incidência luminosa no sub-bosque, favorecendo a manutenção de espécies demandantes de luz (como *C. vernalis* ou *O. puberula*) e inibindo o desenvolvimento das espécies tolerantes à sombra típicas das florestas maduras do RPM (p.ex.: *S. bonplandii*, *A. concolor*, *T. claussenii*, *E. rostrifolia* e *A. leiocarpa*). A floresta madura do PEQC também apresentou dominância e co-dominância de espécies bem distinta das demais florestas maduras do RPM. Nessa floresta, houve o predomínio de muitas espécies demandantes de luz, o que pode estar relacionado com alguns eventos de distúrbios naturais ou antrópicos pretéritos.

Holz et al. (2009), em diversas cronossequências no norte de Misiones na Argentina, registraram quatro grandes grupos florísticos por meio da Análise de Correspondência Destendenciada com valores de VI e densidade das espécies amostradas. Um grupo formado pelas florestas primárias, outro grupo com as florestas secundárias (idades superior a 20 anos) e dois grupos formados apenas por florestas jovens (< 20 anos de idade). Aide et al. (2000) avaliaram a similaridade florística (densidades de espécies com >10cm DAP) entre florestas de 52 anos, 77 anos e florestas maduras e demonstraram que as florestas maduras diferiram das florestas secundárias antigas. Na Venezuela, as florestas úmidas em estágio maduro e jovens (10 anos) demonstraram ser muito diferentes taxonomicamente das florestas de 20 a 35 anos (Howorth e Pendry 2006). Lechter e Chazdon (2009) e Grau et al. (1997) demonstraram as mesmas tendências em cronossequências na Costa Rica e Argentina, respectivamente. Várias cronossequências na região neotropical (Peña-Claros 2003; DeWalt et al. 2003; Castillo-Campos et al. 2008) têm indicado que as florestas maduras são mais similares entre si do que as florestas mais jovens ou secundárias, o mesmo padrão também constatado nas florestas do RPM. Essas diferenças

florísticas marcantes em longas faixas de idade ao longo da sucessão florestal foram evidentes nas análises de similaridades florísticas descritas pelos EMNM as florestas de idades próximas e em seus estágios de desenvolvimento. Assim, as florestas do RPM seguem as mudanças florísticas similares às demais formações florestais da região neotropical.

Essas diferenças florísticas marcantes (apenas para alguns táxons mais representativos) entre as florestas secundárias e as florestas maduras representam as distintas adaptações das espécies às condições ambientais contrastantes proporcionadas entre os ambientes secundários e maduros. Assim, uma floresta secundária pode levar mais de 100 anos para tornar-se similar floristicamente com as florestas maduras de uma mesma região (Guariguata et al. 1997). Essa hipótese é sustentada nas florestas do RPM porque foram poucos os atributos estruturais que puderam diferir substancialmente as florestas secundárias das primárias, o que não ocorreu com a composição florística (Kilca, 2014).

As cronossequências no RPM indicaram que pode haver alguns padrões de substituições das espécies mais importantes ao longo da sucessão florestal. O atributo de riqueza foi muito variável entre as idades, inclusive pode atingir valores similares entre as florestas jovens (15 anos) e florestas maduras. A análise das espécies mais importantes e as análises de similaridades com o EMNM (dados de presença e ausência e densidade) revelaram padrões consistentes de mudanças florísticas apenas quando comparados florestas muito jovens com as florestas maduras. Por outro lado, as florestas secundárias (20 a 80 anos) apresentaram um padrão aleatório de similaridade florística demonstrando grupos similares e grupos distintos entre si independente das idades ou dos locais em que foram comparadas. Esses padrões florísticos foram similares com vários estudos realizados em cronossequências florestais na região neotropical. A flora no RPM confirmou ser muito similar com a província florística do núcleo misiones na Argentina o que demonstra a importância desse corredor ecológico no sul do Brasil, sendo uma fonte valiosa de espécies madeireiras e não madeireiras (Ruschel et al. 2007; Ruschel et al. 2007; Kilca e Longhi 2011), atuando na manutenção da biodiversidade regional e realizando importantes serviços ambientais à comunidade (Izquierdo e Clark 2012).

As florestas estacionais subtropicais no RPM podem abrigar até 41% da riqueza arbórea do estado do Rio Grande do Sul (Kilca e Longhi 2011a) e esse estudo indicou que a sua flora encontra-se distribuída em diferentes regiões e em estágios sucessionais das florestas. Essa informação deve ser considerada nos planos de conservação da biodiversidade regionais. Em toda a região central do RPM, que apresenta a maior área de floresta do estado do Rio Grande do Sul, existe apenas uma unidade de conservação (UCs) instalada sem

qualquer estrutura e planejamento (REBIO), e outra UC em implantação, onde predominam formações secundárias com significativa presença de invasão de espécies exóticas (PEQC). Na província de Misiones, na Argentina, por exemplo, essa floresta apresenta o maior percentual de conservação com 68 áreas protegidas distribuídas na região de abrangência (Izquierdo e Clark 2012). Portanto, são necessárias ações rápidas de pesquisas científicas para avaliar e promover implantações de UCs significativas, que possam preservar grandes porções significativas de florestas primárias e secundárias em diferentes ambientes e regiões do RPM. Por fim, os projetos de recuperação florestal devem levar em conta a implantação de plantios de enriquecimento de espécies típicas das florestas maduras nas florestas secundárias quando o objetivo é restabelecer a composição original das florestas.

Agradecimentos Este projeto foi financiado pelo Programa Universal do CNPq (n. 477409/2010-5) e recebeu bolsa de doutorado pela CAPES ao primeiro autor. Agradecimento especial à SEMA, CORSAN (em especial ao Sr. Roberto B. Cavalheiro) e ao Sr. Vanderlei Mezzomo por conceder a pesquisa em suas propriedades. Ao prof. Dr. João A. Jarenkow (UFRGS) pelo auxílio na identificação de algumas espécies arbóreas. Ao Dr. Luis F. Alberti (UNIFEI) pelas sugestões ao texto.

Referências

- Aide T, Zimmerman, JK., Pascarella, JB, Rivera, L, Marcano-Vega H (2000) Forest regeneration in a chronosequence of tropical abandoned pastures: implication for restoration ecology. *Restoration Ecology* 8(4): 328-338
- APG III (2009) An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG III. *Botanical Journal of the Linnean Society* 161:105-121
- Brown S, Lugo AE (1990) Tropical secondary forests. *Journal of Tropical Ecology* 6:1-32
- Carvalho PER (2006) Espécies arbóreas brasileiras, v. 2. Brasília, DF: Embrapa Informação Tecnológica
- Chinae JD, Helmer EH (2003) Diversity and composition of tropical secondary forests recovering from large-scale clearing: results from the 1990 inventory in Puerto Rico. *Forest Ecology and Management* 180: 227–240

Cordeiro JLP, Hasenack H (2009) Cobertura vegetal atual do Rio Grande do Sul. In: Pillar VP, Müller S C, Castilhos ZMS, Jacques AVA (orgs). Campos sulinos: conservação e uso sustentável da biodiversidade. Brasília, MMA, pp. 285-299

Dent DH, Wright SJ (2009) The future of tropical species in secondary forests: a quantitative review. *Biological Conservation* 142: 2833-2843

DeWalt SJ, Maliakal SK, Denslow J (2003) Changes in vegetation structure and composition along a tropical forest chronosequence: implications for wildlife. *Forest Ecology and Management* 182:139–151

Di Bitetti MS, Placci G, Dietz LA (2003) A biodiversity vision for the upper Parana Atlantic Forest ecoregion: designing a biodiversity conservation landscape and setting priorities for conservation action. Washington, DC, World Wildlife Found

FAO- Food and Agriculture Organization (2003) Advancing assisted natural regeneration (ANR) in Asia and the Pacific. RAP publication 2013/19. Bangkok: FAO/Regional Office for Asia and the Pacific. Disponível em: <http://www.fao.org/DOCREP/004/AD466E/ad466e00.htm>. Acesso em: 12/mar./2011

Ferraz ET, Roberti DR (2011) Padrões climáticos na região do extremo sul do Planalto Meridional brasileiro. In: Schumacher MV, Longhi SL, Brun EJ, Kilca RV (orgs) A Floresta Estacional Subtropical: caracterização e ecologia no rebordo do Planalto Meridional. Santa Maria, Palloti, pp 09-20

Frelich LE (2002) Forest dynamics and disturbance regimes: studies from temperate evergreen-deciduous forest. Cambridge, Cambridge University Press

Galindo-Leal C, Gusmão-Câmara I (2003) The Atlantic Forest of South America: biodiversity status, threats and outlook. Island Press, Washington, D.C.

Grau HR, Arturi MF, Brown AD, Aceñolaza PG (1997) Floristic and structural patterns along a chronosequence of secondary forest succession in Argentinean subtropical montane forest. *Forest Ecology and Management*, 95:161-171

Greenberg J (1999) Mechanism of succession and conservation consequences in tropical rainforests.

Guariguata MR, Ostertag R (2001) Neotropical secondary forest succession: changes in structural and functional characteristics. *Forest Ecology and Management*, 148:185-206

- Holz S, Placci G, Quintana RD (2009) Effects of history of use on secondary forest regeneration in the Upper Parana Atlantic Forest (Misiones, Argentina). *Forest Ecology and Management* 258:1329-1642
- Howorth RT, Pendry CA (2006) Post-cultivation secondary succession in a Venezuelan lower montane rain forest. *Biodiversity and Conservation*, 15:693–715
- IBGE-Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (2012) Manual Técnico da Vegetação Brasileira. Rio de Janeiro: IBGE, 2012. Disponível em: http://geoftp.ibge.gov.br/documentos/recursos_naturais/manuais_tecnicos/manual_tecnico_vegetacao_brasileira.pdf. Acessado em: 03/jan./2013
- ITTO-International Tropical Timber Organization (2002) ITTO guidelines for the restoration, management and rehabilitation of degraded and secondary tropical forest. ITTP Policy development Series n.3
- Izquierdo AE, Clark ML (2012) Spatial analysis of conservation priorities based on ecosystem services in the Atlantic Forest Region of Misiones, Argentina. *Forests* 3:764-786
- Jarenkow JA, Waechter JL (2001) Composição, estrutura e relações florísticas do componente arbóreo de uma floresta estacional no Rio Grande do Sul. *Revista Brasileira de Botânica* 24(3): 263-27
- Kennard DK (2002) Secondary forest succession in a tropical dry forest: patterns of development across a 50-year chronosequence in lowland Bolivia. *Journal of Tropical Ecology* 18:53-66
- Kilca RV, Longhi SJ (2011a) A composição florística e a estrutura das florestas estacionais subtropicais secundárias nas escarpas do Planalto Meridional do Rio Grande do Sul. In: Schumacher, M.V.; Longhi, S.L.; Brun, E.J.; Kilca, R.V.. (Org.). *A Floresta Estacional Subtropical: caracterização e ecologia no rebordo do Planalto Meridional*. Santa Maria: Palloti, pp 55-83
- Kilca RV (2014) A sucessão secundária na floresta estacional subtropical do Rio Grande do Sul, Brasil. 177 f. Tese (Doutorado em Engenharia Florestal) - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria.
- Lechter SG, Chazdon RL (2009) Rapid recovery of biomass, species richness, and species composition in a forest chronosequence in northeastern Costa Rica. *Biotropica* 41(5):608–617
- Mittermeier RA, Gil RP, Hoffman M, Pilgrim J, Brooks T, Mittermeier CG, Lamoreux J, Fonseca GAB (2005) *Hotspots revisited: earth's biologically richest and most endangered terrestrial ecoregions*, 2. ed. Boston, University of Chicago Press

Oliveira-Filho AT, Ratter JA (1995) A study on the origin of central Brazilian forests by analysis of plant distribution patterns. *Endinb. J. Bot.* 52(2): 141-194

Olson DM, Dinerstein E, Wikramanayake ED, Burgess ND, Powell GVN, Underwood EC, D'Amico JA, Itoua I, Strand HE, Morrison JC, Loucks CJ, Allnutt TF, Ricketts TH, Kura Y, Lamoreux JF, Wettengel WW, Hedao P, Kassem K (2001) Terrestrial ecoregions of the world: a new map of life on earth. *BioScience* 51, 933–938

Pascarella JB, Aide TM, Serrano MI, Zimmerman JK (2000) Land-use history and forest regeneration in the Cayey Mountains, Puerto Rico. *Ecosystems* 3:217-228

Pedron FA, Dalmolin RSD (2011) Solos da região do rebordo do Planalto Meridional do Rio Grande do Sul. In: Schumacher, MV, Longhi SL, Brun EJ, Kilca RV (orgs). *A Floresta Estacional Subtropical: caracterização e ecologia no rebordo do Planalto Meridional*. Santa Maria, Palloti, pp 21-32

Peña-Claros M (2003) Changes in Forest Structure and Species Composition during Secondary Forest Succession in the Bolivian Amazon. *Biotropica* 35(4): 450–461

Pretzsch H (2010) *Forest Dynamics, Growth and Yield*. Berlin, Springer Verlag

Prado DE (2000) Seasonally Dry Forests of Tropical South America: from forgotten ecosystems to a new phytogeography unit. *Edinb. J. Bot.* 57(3); 437-461

Prado DE, Gibbs PE (1993) Patterns of species distribution in the Dry Seasonal Forests of South America. *Ann. Missouri Bot. Gard.* 80: 902-927

Robaina LES, Cristo SSV, Trentin R (2011) Considerações geológicas e geomorfológicas sobre o rebordo do Planalto no Rio Grande do Sul. In: Schumacher MV, Longhi SL, Brun EJ, Kilca RV (Orgs) *A Floresta Estacional Subtropical: caracterização e ecologia no rebordo do Planalto Meridional*. Santa Maria, Palloti, pp 21-32

Rossato MS (2011) *Os climas do Rio Grande do Sul: variabilidade tendências e tipologia*. Tese (Doutorado em Geografia) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, RS

Ruschel AR, Guerra MP, Moerschbacher BM, Nodari RO (2005) Valuation and characterization of timber species in remnants of the Alto Uruguay River ecosystem, southern Brazil. *Forest Ecology and Management* 217:103-116

Ruschel AR, Nodari RO, Moerschbacher BM (2007) Woody plant species richness in the Turvo State park, a large remnant of deciduous Atlantic forest, Brazil. *Biodiversity and Conservation* 16(6):1699-1714

Sartori PL (2009) Geologia e geomorfologia de Santa Maria. *Ciência e Ambiente* 38: 19-42

Sema - Secretaria Estadual do Meio Ambiente (2001) Relatório Final do Inventário Florestal Contínuo do Rio Grande do Sul. Porto Alegre, Governo do Estado do Rio Grande do Sul, v.1, 2, 706 p.

Sheil D, Burslem DFRP (2003) Disturbing hypotheses in tropical forests. *Trend Ecol. Evol.* 18(1): 18-26

Spichiger R, Calange C, Bise B (2000) Geographical zonation in the Neotropical of tree species characteristic of the Paraguay-Paraná basin. *J. Biogeog.* 31: 1489-1501

WWF World Wildlife Fund (2004) Upper Parana Atlantic forest –Argentina; SIM/Forests For Life/WWF International [updated Februar19, 2004]. Disponível em: <http://assets.panda.org/downloads/argentinaflrfactsheet.pdf>. Acesso em 12/dez/2014

ANEXO

Tabela 4. Lista das 125 espécies amostradas nas cinco cronosséqüências avaliadas na floresta estacional subtropical no rebordo do Planalto Meridional, sul do Brasil.

FAMÍLIA/ESPÉCIES	
Adoxaceae	
<i>Sambucus australis</i> Cham. e Schltld.	
Anacardiaceae	
<i>Lithraea brasiliensis</i> Marchand	
<i>Lithraea molleoides</i> (Vell.) Engl.*	
<i>Schinus polygamus</i> (Cav.) Cabrera	
<i>Schinus terebinthifolius</i> Raddi	
Annonaceae	
<i>Annona rugulosa</i> (Schltld.) H.Rainer	
<i>Annona neosalicifolia</i> H.Rainer.*	
Aquifoliaceae	
<i>Ilex brevicuspis</i> Reissek	
Araliaceae	
<i>Schefflera morototoni</i> (Aubl.) Maguire e Frodin	
Arecaceae	
<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassman	
Asteraceae	
<i>Baccharis mesoneura</i> DC.	
<i>Baccharis semiserrata</i> DC.*	
Bignoniaceae	
<i>Handroanthus heptaphyllus</i> (Mart.) Mattos	
<i>Tecoma stans</i> (L.) Juss. ex. Kunth.**	
Boraginaceae	
<i>Cordia americana</i> (L.) Gottschling e J. E. Mill.	
<i>Cordia ecalyculata</i> Vell.	
<i>Cordia trichotoma</i> (Vell.) Arrab. ex Steud.*	
Cardiopteridaceae	
<i>Citronella gongonha</i> (Mart.) R.A.Howard.	
<i>Citronella paniculata</i> (Mart.) R.A.Howard.*	
Celastraceae	
<i>Maytenus aquifolia</i> Mart.*	
<i>Schaefferia argentinensis</i> Speng.	
Ebenaceae	
<i>Diospyros inconstans</i> Jacq.	
Erythroxylaceae	
<i>Erythroxylum deciduum</i> A. St.-Hil.	
Escalloniaceae	
<i>Escallonia bifida</i> Link e Otto*	
Euphorbiaceae	
<i>Alchornea triplinervia</i> (Spreng.) Müll. Arg.	
<i>Actinostemon concolor</i> (Spreng.) Müll.Arg..	
<i>Sapium glandulosum</i> (L.) Morong	
<i>Sebastiania brasiliensis</i> Spreng.	
<i>Sebastiania commersoniana</i> (Baill.) L.B.Sm. e Downs	
Fabaceae	
<i>Albizia niopoides</i> (Spruce ex Benth.) Burkart*	
<i>Apuleia leiocarpa</i> (Vogel) J.F. Macbr.*	
<i>Bauhinia forficata</i> Link	
<i>Calliandra tweediei</i> Benth.*	
<i>Enterolobium contortisiliquum</i> (Vell.) Morong*	
	continuação
	<i>Erythrina falcata</i> Benth.
	<i>Inga marginata</i> Willd.*
	<i>Lonchocarpus muehlbergianus</i> Hassl. *
	<i>Machaerium paraguayense</i> Hassl.*
	<i>Myrocarpus frondosus</i> Allemão *
	<i>Parapiptadenia rigida</i> (Benth.) Brenan *
	Lamiaceae
	<i>Aegiphila sellowiana</i> Cham.
	<i>Vitex megapotamica</i> (Spreng.) Moldenke
	Lauraceae
	<i>Aiouea saligna</i> Meisn.
	<i>Endlicheria paniculata</i> (Spreng.) J.F.Macbr.
	<i>Nectandra lanceolata</i> Nees *
	<i>Nectandra megapotamica</i> (Spreng.) Mez *
	<i>Ocotea acutifolia</i> (Nees) Mez
	<i>Ocotea puberula</i> (Rich.) Nees *
	<i>Ocotea pulchella</i> (Nees) Mez
	<i>Ocotea silvestris</i> Vattimo-Gil
	Loganiaceae
	<i>Strychnos brasiliensis</i> (Spreng.) Mart. *
	Malvaceae
	<i>Ceiba speciosa</i> (A. St.-Hil.) Ravenna
	<i>Luehea divaricata</i> Mart. e Zucc.*
	Melastomataceae
	<i>Miconia pusilliflora</i> (DC.) Naudin
	Meliaceae
	<i>Cabrera canjerana</i> (Vell.) Mart.*
	<i>Cedrela fissilis</i> Vell.*
	<i>Trichilia catigua</i> A. Juss.*
	<i>Trichilia clausenii</i> C. DC.*
	<i>Trichilia elegans</i> A. Juss.*
	Monimiaceae
	<i>Mollinedia schottiana</i> (Spreng.) Perkins
	Moraceae
	<i>Ficus cestrifolia</i> Schott
	<i>Ficus luschnathiana</i> (Miq.) Miq.*
	<i>Maclura tinctoria</i> (L.) D. Don ex. Steud.
	<i>Sorocea bonplandii</i> (Baill.) W.C. Burger, Lanj. e Boer*
	Myrtaceae
	<i>Blepharocalyx salicifolius</i> (Kunth) O.Berg
	<i>Calyptanthus concinna</i> DC.
	<i>Campomanesia guazumifolia</i> (Cambess.) O.Berg
	<i>Campomanesia xanthocarpa</i> O.Berg
	<i>Eugenia involucrata</i> DC.*
	<i>Eugenia ramboi</i> D.Legrand
	<i>Eugenia rostrifolia</i> D. Legrand.*
	<i>Eugenia schuechiana</i> O.Berg.
	<i>Eugenia uniflora</i> L. *
	<i>Eugenia uruguayensis</i> Cambess.
	<i>Myrcianthes gigantea</i> (D. Legrand) D. Legrand

continuação

Myrcianthes pungens (O. Berg) D. Legrand

Plinia rivularis (Cambess.) Rotman

Psidium guajava L.**

Nyctaginaceae

Pisonia zapallo Griseb.

Phytolaccaceae

Phytolacca dioica L.*

Polygonaceae

Ruprechtia laxiflora Meisn.

Primulaceae

Myrsine coriacea (Sw.) R.Br.

Myrsine laetevirens(Mez) Arechav. *

Myrsine guianensis (Aubl.) Kuntze. *

Myrsine umbellata Mart. *

Quillajaceae

Quillaja brasiliensis (A. St.-Hil e Tul.) Mart. *

Rhamnaceae

Condalia buxifolia Reissek

Hovenia dulcis Thunb.**

Rosaceae

Prunus myrtifolia (L.) Urb.*

Rubiaceae

Chomelia obtusa Cham. e Schltdl.

Faramea montevidensis (Cham. e Schltdl.) DC.

Psychotria leiocarpa Cham. e Schltdl.

Randia ferox (Cham. e Schltdl.) DC.

Rutaceae

Balfourodendron riedelianum (Engl.) Engl.

*Citrus sp.***

Esenbeckia grandiflora Mart.

Helietta apiculata Benth. *

Zanthoxylum fagara (L.) Sarg.

Continua...

continuação

Zanthoxylum petiolare A. St.-Hil. e Tul.*

Zanthoxylum rhoifolium Lam.

Salicaceae

Banara parviflora (A. Gray) Benth.

Banara tomentosa Clos *

Casearia decandra Jacq. *

Casearia silvestris Sw. *

Xylosma pseudosalzmannii Sleumer *

Sapindaceae

Allophylus edulis (A. St.-Hil., Cambess. e A. Juss.)

Allophylus guaraniticus (A. St.-Hil.) Radlk.

Cupania vernalis Cambess.*

Matayba elaeagnoides Radlk.

Sapotaceae

Chrysophyllum gonocarpum (March. e Einchler) Engl.

Chrysophyllum marginatum (Hook. e Arn.) Radlk.*

Sideroxylon obtusifolium (Roem. e Schult.) T.D. Penn.

Solanaceae

Brunfelsia australis (Pohl) D.Don.*

Cestrum intermedium Sendtn.

Solanum mauritianum Scop.

Solanum pseudoquina A. St.-Hil.

Styracaceae

Styrax leprosus Hook. e Arn.

Urticaceae

Boehmeria caudata Sw.

Urera baccifera (L.) Gaudich.

Verbenaceae

Citharexylum montevidense (Spreng.) Moldenke

Citharexylum solanaceum Cham.

Violaceae

Hybanthus bigibbosus (A. St.-Hil.) Hassl.

* São as 58 espécies que apresentaram densidade > 9 indivíduos em pelo menos um estande.** são as espécies exóticas que não foram consideradas nos cálculos de similaridade florística.

Capítulo 3



Mudanças estruturais do componente arbóreo em cronossequências na floresta estacional subtropical do sul do Brasil

Ricardo V. Kilca¹, Gustavo Schwartz², Solon J. Longhi³

¹*Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal, Universidade Federal de Santa Maria. Santa Maria, RS, Brasil.*

²*Embrapa Amazônia Oriental. Belém, PA, Brasil. e-mail: gustavo.schwartz@embrapa.br.*

³*Professor Sênior do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal, Universidade Federal de Santa Maria. Santa Maria, RS/Brasil.*

¹*Autor para correspondência: Rua Pedro Pereira, 108. Nsra de Lourdes, Santa Maria, RS, CEP 97050-590, Brasil. E-mail: rvkilka@gmail.com*

(Redigido nas normas da Forest Ecology and Management)

Mudanças estruturais do componente arbóreo em cronossequências na floresta estacional subtropical do sul do Brasil

RESUMO

A análise de mudanças estruturais da vegetação tem permitido um melhor entendimento e formação de hipóteses sobre a sucessão em ampla escala do que a análise florística que é fortemente dependente da escala regional. A floresta estacional subtropical localizada no rebordo do Planalto Meridional (RPM) representa a maior área de floresta remanescente no estado do Rio Grande do Sul, sul do Brasil. Nessa região foi realizado um estudo com objetivo de avaliar: a) como os atributos estruturais mudam ao longo da sucessão florestal e, b) se existe um conjunto próprio de atributos estruturais que caracterizam cada idade das florestas. Nesse estudo foram avaliadas 30 estandes florestais em quatro cronossequências, com idades variando de cinco até mais de 100 anos, utilizando metodologia padronizada para as amostragens e análises. No total, 30 parcelas de 1000m² foram instaladas e todas as espécies arbóreas/arbustivas/lianas com DAP>2,8cm foram amostradas. A maioria dos atributos estruturais, quando analisados isoladamente, variaram significativamente entre as diferentes idades de florestas sem, no entanto, demonstrar uma previsibilidade direcional seguindo as idades de desenvolvimento da floresta. Após 20 anos de abandono da atividade agrícola existe uma fitofisionomia florestal onde alguns atributos estruturais podem ser muito similares com as florestas de idade intermediária (até 50 anos) e poucos podem ser distintos entre as florestas de idades mais antigas (>70 anos). O modelo de análise discriminante de Fisher foi eficiente em demonstrar as mudanças estruturais por idade de floresta em todas as cronossequências por meio de um conjunto de variáveis preditoras (da estrutura horizontal e vertical), tornando uma técnica estatística mais útil para revelar padrões de sucessão florestal.

Palavras-chave: sucessão secundária, dinâmica florestal, floresta neotropical, análise discriminante de Fisher.

1. Introdução

A dinâmica florestal pode ser interpretada como as mudanças na estrutura e composição da floresta ao longo do tempo em resposta aos distúrbios naturais ou antrópicos (Pretzsch, 2010). Essas modificações podem acarretar em alterações na biomassa, na ciclagem de nutrientes, nas características edáficas, luminosidade, entre outras funções e qualidades do ecossistema (Horn, 1974; Brown e Lugo 1990; Guariguata e Ostertarg, 2001). A estrutura da vegetação pode ser um bom avaliador da dinâmica florestal pois pode representar aspectos das mudanças funcionais do ecossistema e na composição das espécies (McElhinny et al., 2005). Da mesma forma, padrões em comum da dinâmica de diferentes tipos florestais puderam ser demonstrados por meio da análise estrutural o que não ocorre com a análise florística na sucessão, altamente dependente da fitofisionomia regional (Guariguata e Ostertag, 2001; Quesada et al., 2009). Detectar padrões ou demonstrar a variabilidade estrutural é uma das propriedades mais importantes para o sucesso de planos de manejo dos ecossistemas (Landres et al., 2009).

Estudos de dinâmica florestal baseados em cronossequências são muito utilizados para descrever as mudanças na estrutura e composição das florestas tropicais devido à rapidez de aquisição dos resultados e a significativa relação custo-benefício comparando outros métodos (Guariguata e Ostertag, 2001; Quesada et al., 2009; Pretzsch, 2010). Embora o uso da cronossequência possa apresentar resultados questionáveis dado o fator de heterogeneidade espacial estar intrínseco nas amostragens, o método vem sendo aprimorado e seus resultados melhor sustentados quando adotado restrições quanto ao uso de réplicas de idades e pouca distância entre as florestas, baixa diferença ambiental (classe de solo, posição topográfica) entre as idades, similar

histórico de perturbação e uso de análises multivariadas apropriadas para revelar os padrões das variáveis ao longo do tempo (Lu et al., 2003; Quesada et al., 2009). A maioria dos estudos de dinâmica por meio de cronosequência avaliam diferentes atributos estruturais de maneira isolada e a variabilidade não linear dessas variáveis ao longo da sucessão restringe a poucos os bons indicadores de predição das idades da floresta (Pascarella et al., 2000; Kennard et al., 2002; Almeida e Vieira, 2001, Martin et al., 2004). Dada a condição de que existe um grande número de variáveis estruturais que, inclusive, podem interagir entre si (McElhinny et al., 2005), a análise de um conjunto de variáveis simultaneamente pode contribuir para caracterizar as diferentes idades florestais e revelar novos padrões de dinâmica florestal (Lu et al., 2003).

O conhecimento das mudanças estruturais ao longo da sucessão ainda é escasso para as florestas subtropicais da América do Sul (Grau, 1997; Holz et al., 2009; Kilca e Longhi, 2011). Pesquisas são fundamentais não somente para detectar padrões de dinâmica em comum com as florestas tropicais como também para prever o tempo que a floresta necessita para recuperar algumas de suas características desejáveis e nortear diretrizes em programas de avaliação de impacto ambiental e restauração desses ecossistemas.

No sul do Brasil, o rebordo do Planalto Meridional do Rio Grande do Sul (RPM), abriga a maior área de floresta estacional subtropical do estado (Cordeiro e Hasenach, 2009) que corresponde uma extensão da floresta misionera argentina considerada atualmente como um dos cinco *hotspots* florestais mais ameaçados do mundo (Olson et al., 2001; Mittermeier et al., 2005). No RPM, ocorreram desmatamentos em ampla escala para produção agrícola e pecuária em escala familiar desde o início do século 20, de forma constante, itinerante e, geralmente em pequena escala. Com o emprego das leis

de proteção florestal em ambientes de encostas e o maior crescimento de oportunidades de vida nas cidades a partir da década de 1970, houve grande número de áreas agrícolas abandonadas nas encostas o que ocasionou em montanhas com mosaicos de florestas com diferentes idades de regeneração. Este estudo foi realizado agrupando dados de quatro cronossequências no RPM onde em cada uma das florestas foram adotados padrões similares de amostragens com o objetivo de avaliar: a) como os atributos estruturais mudam ao longo da sucessão florestal e, b) se é possível identificar uma ou um conjunto de variáveis estruturais eficientes para distinguir as diferentes idades florestais? Esse estudo busca caracterizar e interpretar as mudanças na complexidade estrutural ao longo da sucessão comparando duas formas de percepções analíticas, a unidimensional (avaliar a mudança de cada atributo horizontal ou vertical separadamente) e a tridimensional (avaliar conjuntamente os atributos horizontais e verticais). Dessa forma, ainda busca sustentar ou refutar a hipótese da idade da floresta como bom indicador de mudanças estruturais ao longo da sucessão, em contrapartida à interpretação por meio de estágios sucessionais, que é uma abordagem independente da idade do estande (Frelich, 2002; Guariguata e Ostertag, 2000).

2. Material e métodos

2.1. Área de estudo

As áreas de estudo se localizam na região do rebordo do Planalto Meridional (RPM) no estado do Rio Grande do Sul, Sul do Brasil. O clima no RPM é do tipo Cfa segundo Koppen sendo que para o período de 1970 a 2007 a temperatura média anual oscilou em torno de 19,2 °C com a média das mínimas de 5,8 °C e a média das máximas

de 34,4°C. A precipitação total anual foi de 1697,2 mm e a precipitação média mensal variou de 141,49 mm a 476,80 mm sendo as precipitações maiores nos meses de maio a outubro (Rossato, 2011). O RPM é formado pela dissecação do Planalto e parte da Bacia sedimentar, onde rochas vulcânicas ácidas e básicas da Formação Serra Geral e rochas sedimentares da formação Botucatu e Caturrita são expostas desde altitudes de 150 metros até aproximadamente 500 metros (Sartori, 2009). Os solos predominantes no RPM são Neossolos, Cambissolos e Chernossolos, todos rasos, pedregosos e férteis e os Argissolos e Nitossolos nas áreas com menor declividade, mais profundos e ácidos do que os primeiros (Pedron e Dalmolin, 2011). A fitofisionomia é do tipo Floresta Estacional Decidual conforme a classificação da vegetação brasileira (IBGE, 2012) ou floresta estacional subtropical (Spichiger et al. 2000; Di Bitetti et al. 2003). As áreas de estudo se encontram dentro de uma faixa de menor variação de clima e geologia em relação à extensão total das florestas ocorrentes no rebordo do Planalto Meridional (ver Ferraz e Roberti, 2011; Robaina et al., 2011).

2.2. Desenho experimental

Para a escolha dos estandes (segundo Oliver e Larson, 1990), foram consideradas as recomendações para identificação do tipo de distúrbio e a cronologia do estande segundo Frelich (2002), onde se pode obter um tempo estimado de décadas passadas em uma escala espacial adequada com a escala do estudo (100m): entrevistas com proprietários ou antigos moradores (para conhecer o tipo de distúrbio e o histórico de uso/abandono), imagens orbitais recentes e antigas das áreas escolhidas (Google Earth e em consultas a acervos governamentais - ver ítem Agradecimentos), composição florística (presença de espécies indicadoras) e a estrutura da vegetação (tamanho e porte). Foram adotados cuidados especiais quanto a menor variação ambiental possível

dentro das cronossequências e todos os estandes estão inclusos dentro de grandes áreas de florestas contínuas. A fertilidade dos solos florestais foram similares diminuindo a chance de que padrões de regeneração diferissem entre sitios de solos pobres e ricos em nutrientes (Frelich, 2002; deWalt, 2003). A lista com o número de estandes amostrados com suas respectivas idades, histórico de perturbação, características ambientais e localização estão descritos na Tabela 1.

Em todos os estandes foram instaladas parcelas de 1000m² subdivididas em 10 sub-unidades de 10mx10m (grid de 50m x 20m) pois esse tamanho de parcela foi o mais adequado para manter as condições fisionômicas e estruturais da vegetação padronizadas em nível de estande (ver Müller-Dombois e Ellenberg, 1974; McElhinny et al. 2005) como também contribui para diminuir o problema de escala-dependente espacial e temporal das variáveis físicas e biológicas do estudo (ver Frelich, 2002; Pretschtz, 2009).

Dentro de cada sub-unidade foram amostrados todos os indivíduos lenhosos (árvores, arbustos e lianas), com o caule maior/igual que 9 cm de perímetro à 1,3m do solo. Por meio desse levantamento, foram calculados 13 variáveis estruturais da vegetação em cada sub-unidade e por estande: densidade (densidade), riqueza (riqueza), altura máxima (Alt. máx.), altura média (Alt. méd.), DAP máximo (DAP Máx.), DAP médio (DAP méd.), área basal (AB), total de fustes (Tot. Ram.), número máximo de fustes em cada indivíduo (MáxNRam.), altura da primeira ramificação (AltRam), número de indivíduos com a primeira ramificação abaixo de 1m de altura (Ram<1m), densidade de lianas (Lianas), total e média de árvores mortas (Mortas).

Tabela 1. Cronossequências analisadas na floresta estacional subtropical no rebordo do Planalto Meridional do Rio Grande do Sul, sul do Brasil.

Áreas/idades	Classe solos	Paisagem	Declividade	Alt.	Uso	Coordenadas 22J
VF						
5 anos	ARd	Patamares	SO	213m	AF	0247759/6719394
15 anos	NLe	Encostas	MO	253m	AF	0248035/6719392
25 anos	NLe	Encostas	MO	231m	AF	0247913/6719443
35 anos	NLe	Encostas	MO	232m	AF	0247846/6719378
50 anos	NLe	Encostas	MO	226m	AF	0246754/6714000
70 anos	NLe	Encostas	MO	263m	AF	0248123/6719389
FM1	NLe	Escarpas	MO	299m	SU	0247541/6719643
FM	NLe	Escarpas	MO	380m	SU	0248530/6719398
PS						
15 anos	NLe	Escarpas	MO	407m	AF	0295282/6717618
25 anos	NLe	Escarpas	MO	413m	AF	0295181/6717673
35 anos	NLe	Escarpas	MO	320m	AF	0295241/6717280
50 anos	NLe	Escarpas	MO	296m	AF	0295295/6717002
60 anos	NLe	Escarpas	MO	394m	AF	0295211/6717684
90 anos	NLe	Escarpas	MO	312m	CS	0295355/6717129
PEQC						
5 anos	NLe	Patamares	SO	118m	AF	0278610/6738795
10 anos	NRe	Patamares	SO	95m	AF	0278584/6739377
15 anos	NRe	Encostas	FO	185m	AF	0278868/6738840
25 anos	NLe	Escarpas	MO	84m	AF	0278843/6738382
35 anos	NLe	Escarpas	MO	179m	AF	0279060/6738195
60 anos	NLe	Escarpas	MO	110m	AF	0279210/6738325
70 anos	NLe	Escarpas	MO	132m	AF	0279201/6738361
90 anos	NLe	Escarpas	MO	137m	CS	0278122/6739287
FM	NLe	Escarpas	MO	230m	SU	0278893/6738820
REBIO						
15 anos	NLe	Escarpas	MO	308m	AF	0227370/6728440
30 anos	NLe	Escarpas	MO	314m	AF	0227390/6728454
40 anos	NLe	Escarpas	MO	255m	AF	0227579/6728601
60 anos	NLe	Escarpas	MO	279m	AF	0227259/6728567
80 anos	NLe	Escarpas	MO	246m	CS	0226968/6727813
FM*	NLe	Topo	MO	425m	SU	0241770/6721987

Cronossequências: VF- Val Feltrina/ Silveira Martins, PS- Estrada do Patrimônio/Paraíso do Sul; PEQC - Parque Estadual da Quarta Colônia/Agudo e REBIO - Reserva Biológica do Ibicuí Mirim/Itaara. FM- Floresta madura com idade > 100 anos. FM1 = Floresta madura em solos sobre afloramentos rochosos. FM* - floresta localizada na região do entorno da REBIO. As classes de solos foram identificadas como: Neossolos Litólico Eutrófico (NLe), Neossolos Regolítico Eutrófico (NRe) e Argissolo Distrófico (ARd) conforme Kilca (2014, dados não publicados). Paisagem= morfologia da paisagem do RPM conforme Pedron e Dalmolin (2011). Declividade= corresponde a declividade média em cada área de estudo: suave ondulado (SO) 3 – 8%; ondulado (O) 8 – 20; forte ondulado (FO) 20 -45%; montanhoso (MO) 45 – 75%. Uso pretérito: AF- agricultura familiar, CS- corte seletivo de espécies arbóreas, SU- floresta sem uso registrado.

2.3. Análise de dados

Os treze atributos estruturais foram analisados isoladamente para detectar tendências e mudanças ao longo das diferentes idades, por meio de seus valores absolutos (em nível de estande - parcela de 1000m²) ou valores médios (em nível de sub-unidades de 100m²). Para o ANOVA, foram realizados testes prévios de normalidade (Kolmogorov-Smirnov) e homogeneidade de variâncias (teste de Levene) e posteriormente, testes post-hoc de comparação de médias com Tukey ou Dunnett T3 quando houve ou não significância do teste de homogeneidade de variância, respectivamente.

Para avaliar se cada idade de floresta pode ser considerada estruturalmente singular nas cronossequências, foram empregadas quatro funções discriminantes de Fisher contendo em princípio os treze atributos estruturais. Para realizar as análises discriminantes, foram consideradas as seguintes premissas: existência de grupos mutuamente exclusivos (considerar que as diferentes idades possuem estruturas diferentes); tamanho amostral satisfatório (número mínimo de 10 casos por grupo); a escolha de variáveis que não são altamente correlacionadas (Testes de correlação de Pearson); normalidade dos dados (teste de Kolmogorov-Smirnov) (Klecka, 1975; Brown e Wicker, 2000; Huberty e Olejnik, 2006). As variáveis não tiveram seus valores padronizados para elaboração do modelo discriminante (Manly, 2005).

A matriz de dados final foi gerada com 300 casos, 30 grupos e 13 variáveis independentes. Para a realização do modelo, as variáveis foram padronizadas para que as diferentes escalas de medição não influíssem na análise (ver Manly, 2005). A seleção das variáveis para entrar ou não no modelo foi determinada pelo teste Lambda de Wilk (λ) e o método Stepwise. A variável foi incluída no modelo discriminante quando o

valor de F teve o nível de significância $\leq 0,05$, maior que esse valor a variável foi removida do modelo (Brown e Wicker, 2000). O cálculo da probabilidade de um caso pertencer a um determinado grupo foi calculado através da menor valor da distância de Mahalanobis. Maiores informações sobre os procedimentos para os cálculos podem ser consultadas em Brown e Wicker (2000) e Huberty e Olejnik (2006).

3. Resultados

As mudanças temporais dos valores absolutos de oito atributos estruturais demonstraram que florestas com idades próximas podem variar fortemente sua estrutura de acordo com o atributo estrutural avaliado (Tabela 2). No entanto, foi possível detectar tendências a partir dos valores absolutos dos atributos por estande, permitindo detectar padrões de mudanças em dois grupos de idades, quando analisado cinco variáveis estruturais. As florestas mais jovens (5 a 10 anos de idade) apresentaram uma estrutura muito simples e diferente de todas as idades nas cronossequências. As florestas de 15 a 40 anos apresentaram maior densidade de indivíduos, número de árvores mortas e densidade de indivíduos ramificados, em relação às florestas com idades superiores a 70 anos. A área basal total e o diâmetro médio dos caules tende a ser elevado nas florestas com idade superior a 70 anos em relação as florestas com idades entre 15 a 40 anos. Outros atributos apresentaram pouca (altura média) ou forte variação (densidade de lianas e riqueza) dos valores ao longo da sucessão (Tabela 2, Fig. 1).

As comparações dos valores médios das parcelas entre florestas de diferentes idades de uma mesma cronossequência demonstraram que oito variáveis (densidades de indivíduos e espécies, alturas máxima e média, diâmetro médio, total de indivíduos ramificados, altura da primeira ramificação e número de plantas ramificadas abaixo de

1m de altura) apresentaram as maiores variabilidades de médias (valores de $F > 15$), sendo que apenas a densidade, altura máxima, altura média e o total de indivíduos ramificados demonstraram grande variabilidade em todas as quatro cronossequências (Tabelas 3 e 4).

Tabela 2. Valores absolutos dos atributos estruturais obtidos em estandes de 1000m² de diferentes idades em quatro cronossequências na floresta estacional subtropical no rebordo do Planalto Meridional no Rio Grande do Sul, sul do Brasil.

Anos	Cronos.	N.I.*	NMor	Lianas	Riq.	AB*	NRam	AM*	DM*
5-10	1.VF	102	12	0	9	0,30	18	3,23	5,44
	3.PEQC	88	11	0	16	0,37	25	3,25	6,39
15-20	1.VF	766	45	68	28	3,84	104	6,83	6,15
	2.PS	350	16	27	29	2,24	134	4,44	7,45
	3.PEQC	210	13	1	14	0,75	36	3,74	6,01
	4.REBIO	602	41	1	51	3,25	128	5,05	6,86
25-30	1.VF	429	28	32	30	3,00	77	6,39	7,77
	2.PS	362	11	7	22	2,66	111	5,07	7,36
	3.PEQC	485	21	10	41	2,78	37	5,35	6,98
	4.REBIO	430	32	34	51	4,41	49	6,13	8,97
35-40	1.VF	449	25	14	31	3,38	62	6,47	7,23
	2.PS	409	30	13	36	3,73	69	6,11	8,40
	3.PEQC	301	27	28	36	3,36	59	6,20	9,13
	4.REBIO	307	2	28	27	3,38	69	6,34	9,87
50-60	1.VF	293	46	11	24	4,05	33	7,20	9,75
	2.PS	179	15	11	29	3,49	30	6,63	11,5
	3.PEQC	348	33	18	35	4,13	34	6,02	9,03
	4.REBIO	165	12	26	24	4,05	11	7,04	12,53
70-80	2.PS	138	12	5	29	6,30	11	7,08	16,03
	3.PEQC	277	22	26	30	2,85	76	5,49	8,98
	4.REBIO	199	13	28	34	4,35	16	6,26	11,28
	3.PEQC	282	12	23	24	4,65	13	5,48	10,27
>100	1.VFa	150	8	14	25	4,86	20	7,62	13,50
	1.VFb	230	11	25	35	6,52	16	6,32	11,27
	3.PEQC	211	11	41	29	4,38	32	6,62	12,29
	4.Itaa	341	21	13	40	5,84	9	6,64	9,66

Cronos= Cronossequências: VF=Val Feltrina; PS=Paraíso do Sul; PEQC=Parque Estadual da Quarta Colônia; REBIO=Reserva Biológica do Ibicuí Mirim. NI= densidade de indivíduos arbóreos; N. mor= número de árvores mortas; Lianas= densidade de lianas; Riq.= riqueza de espécies arbóreas (exceto lianas); AB= área basal total; N.Ram.= número de indivíduos ramificados; AM= altura média total das árvores; DM= diâmetro médio dos caules. VFa= Floresta centenária sobre afloramentos rochosos; VFb= Floresta centenária em Neossolos. * cálculos que incluíram as árvores mortas.

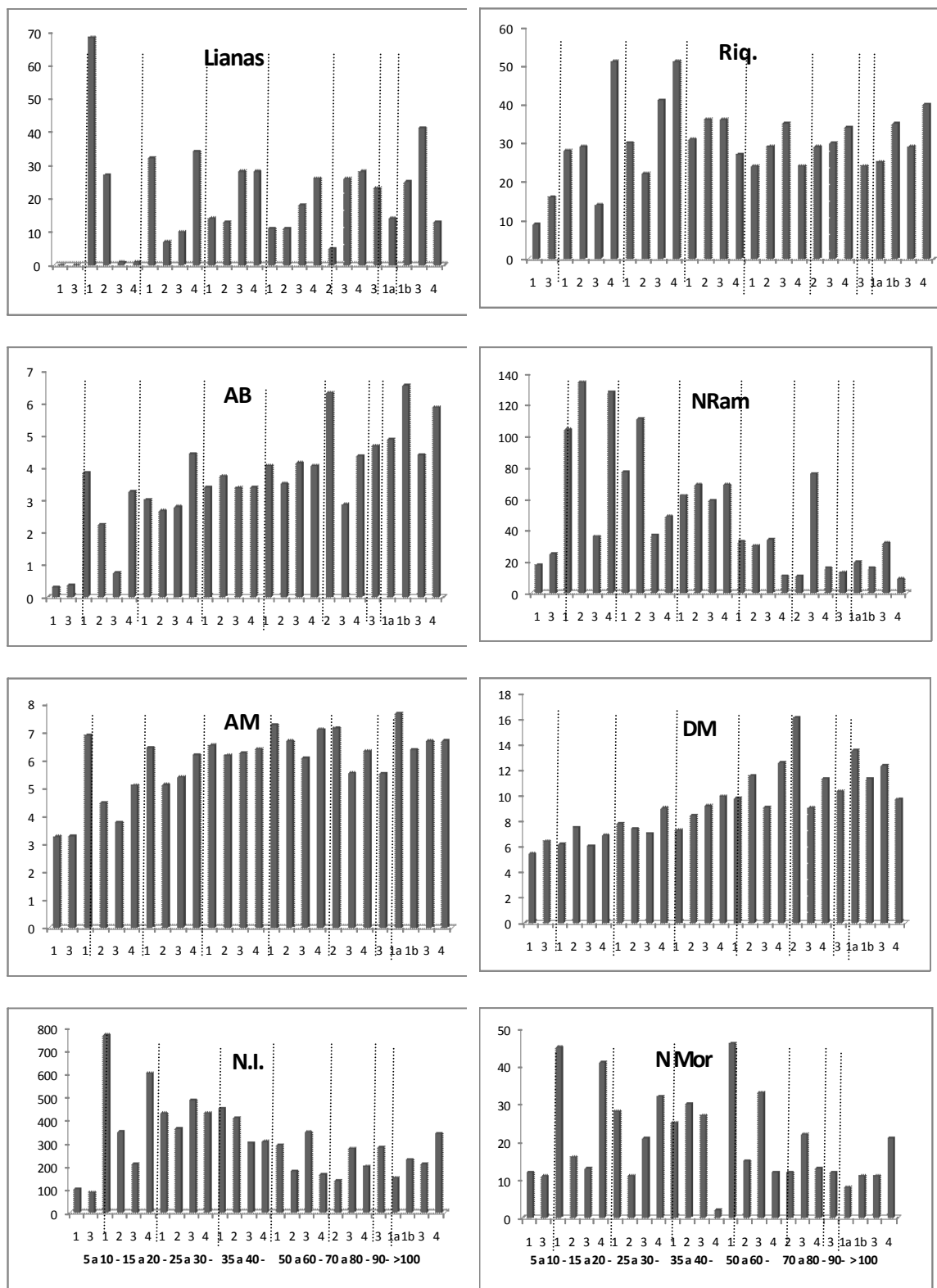


Fig. 1. Valores absolutos e dos atributos estruturais em cronossucessões na floresta estacional subtropical no rebordo do Planalto Meridional no Rio Grande do Sul, sul do Brasil. 1-Val Feltrina, 2-Paraiso do Sul, 3- PEQC, 4- REBIO. NI= densidade de indivíduos arbóreos; N. mor= número de árvores mortas; Lianas= densidade de lianas; Riq.= riqueza de espécies arbóreas (exceto lianas); AB= área basal total; N.Ram.= número de indivíduos ramificados; AM= altura média total das árvores; DM= diâmetro médio dos caules.

Tabela 3. Valores de tendência central de atributos estruturais em quatro cronossquências na floresta estacional subtropical no rebordo do Planalto Meridional no Rio Grande do Sul, sul do Brasil.

Idades	Densidade	Riqueza	Alt. máx.	Alt. méd..	DAP Max	DAP méd.	Área Basal
	M±DP	M±DP	M±DP	M±DP	M±DP	M±DP	M±DP
VF							
A- 5 anos	10,2±7,2 ^{BCDFH}	3,3±1,5 ^{BCDEFG}	4,2±0,4 ^{TODAS}	3,2±0,2 ^{TODAS}	10,7±2,6 ^{TODAS}	5,9±1,1 ^{CDEFGH}	0,03±0,01 ^{TODAS}
B- 15 anos	49,4±10,4 ^{ADEFGH}	8,8±2,7 ^{AG}	13,0±2,2 ^A	6,4±0,4 ^A	36,5±7,9 ^A	7,25±0,4 ^{DEFGH}	0,33±0,07 ^A
C- 25 anos	42,9±9,9 ^{ADEFGH}	12,5±2,2 ^{ADEFG}	11,6±1,5 ^{ADEFG}	6,4±0,4 ^A	22,9±12,9 ^{FGH}	7,9±1,3 ^{AEGH}	0,30±0,13 ^A
D- 35 anos	34,1±9,7 ^{ABEG}	10,8±1,7 ^{AG}	13,8±1,1 ^A	6,6±0,7 ^A	32,6±4,0 ^{AG}	9,7±1,5 ^{AB}	0,39±0,08 ^A
E- 50 anos	17,7±4,5 ^{BCDF}	8,4±2,2 ^{AC}	13,2±2,1 ^A	7,2±0,6 ^A	36,5±10,9 ^A	11,3±1,6 ^{ABC}	0,29±0,13 ^A
F- 70 anos	29,3±7,49 ^{BCDEG}	8,8±1,6 ^{AC}	14,9±1,6 ^{AC}	7,1±0,8 ^A	41,9±9,6 ^{AC}	9,7±0,9 ^{AB}	0,55±0,39 ^A
G-FM1	15±4,78 ^{BCDF}	6,3±1,4 ^{ABCDH}	16,3±2,5 ^{AC}	7,7±0,9 ^A	55,2±17,4 ^{ACD}	13,8±3,4 ^{ABC}	0,48±0,27 ^A
H-FM	23±9,8 ^{ABC}	10,3±2,2 ^{AG}	16,7±3,4 ^{AC}	6,3±0,7 ^A	62,7±28,1 ^{ACD}	11,4±2 ^{ABC}	0,65±0,44 ^A
Teste F	27,6	82,5	35,8	41,3	14,1	20,5	7,4
PS							
A- 15 anos	35±3,3 ^{DEF}	11,7±1,8 ^{BEF}	7,8±0,9 ^{TODAS}	4,4±0,1 ^{TODAS}	25,05±6,2 ^{EF}	7,4±0,4 ^{DEF}	0,22±0,03 ^{CF}
B- 25 anos	36,2±4,9 ^{DEF}	8,1±1,9 ^{AB}	11,0±1,4 ^{AF}	5,0±0,2 ^{TODAS}	33±11,6 ^F	7,4±0,7 ^{DEF}	0,26±0,08
C-35 anos	40,9±9,0 ^{DEF}	12,7±2,1 ^{BDEF}	12,4±0,7 ^A	6,1±0,1 ^{ABF}	32,1±4,9 ^{EF}	8,5±0,9 ^{DEF}	0,37±0,07 ^A
D-50 anos	17,9±5,5 ^{ABC}	9,4±2,1 ^C	12,3±1,1 ^{AF}	6,6±0,6 ^{ABF}	41,9±14,6	11,6±2,5 ^{ABC}	0,34±0,19
E-60 anos	16,2±3,3 ^{ABC}	8,5±1,8 ^{AC}	12,5±1,3 ^A	6,1±0,8 ^{ABF}	47,7±12,4 ^{AC}	13,5±3,2 ^{ABC}	0,43±0,20
F-80 anos	13,8±2,8 ^{ABC}	8,6±1,7 ^{AC}	14,7±1,9 ^{ABD}	7,8±1 ^{ABCE}	62,0±19,2 ^{ABC}	16,7±4,9 ^{ABC}	0,63±0,22 ^A
Teste F	51,0	9,42	29,8	38,7	11,2	19,8	6,12
PEQC							
A-5 anos	11,1±3,6 ^{CEFGHIJ}	5,6±1,7 ^{EFGHIJ}	4,2±0,3 ^{EFGHIJ}	3,3±0,1 ^{EFGHIJ}	10,3±2,3 ^{EFGHIJ}	5,6±0,4 ^{EFGHIJ}	0,03±0,01 ^{EFGHIJ}
B-10 anos	8,8±4,0 ^{TODAS}	3,7±2,1 ^{EFGHIJ}	4,4±1,6 ^{EFGHIJ}	3,1±0,3 ^{EFGHIJ}	11,6±5,6 ^{EFGHIJ}	6,2±1,1 ^{FGHIJ}	0,03±0,03 ^{EFGHIJ}
C-15 anos	21,0±6,3 ^{ABEG}	6,4±1,2 ^{EFGH}	5,7±1,2 ^{EFGHIJ}	3,6±0,8 ^{EFGHIJ}	13,5±3,7 ^{EFGHIJ}	5,9±0,9 ^{FGHIJ}	0,07±0,03 ^{EFGHIJ}
D-15 anos ^a	21,0±8,0 ^{BEG}	4,8±1,6 ^{EFGHIJ}	5,1±3,0 ^{EFGHIJ}	3,2±0,3 ^{EFGHIJ}	13,6±4,9 ^{EFGHIJ}	5,9±1,2 ^{FGHIJ}	0,07±0,03 ^{EFGHIJ}
E-25 anos	48,5±8,6 ^{ABCDGHIJ}	15,3±2,3 ^{ABCDHIJ}	10,1±0,8 ^{ABCDG}	5,3±0,2 ^{ABCD}	26,3±7,9 ^{ABCD}	7,0±0,4 ^{AJ}	0,27±0,06 ^{ABCD}
F-35 anos	30,1±6,36 ^{ABEJ}	11,0±1,9 ^{ABCDEF}	13,0±2,2 ^{ABCD}	6,2±0,7 ^{ABCD}	30,5±7,1 ^{ABCD}	9,3±2,1 ^{ABCD}	0,33±0,13 ^{ABCD}
G-60 anos	36,1±8,6 ^{ABCDJ}	14,3±2,2 ^{ABCDHI}	14,5±1,2 ^{ABCDE}	6,0±0,5 ^{ABCD}	37,6±12,7 ^{ABCD}	9,2±1,4 ^{ABCDE}	0,42±0,15 ^{ABCD}
H-70 anos	27,7±6,6 ^{ABE}	9,9±2,0 ^{ABCDEGI}	13,1±2,2 ^{ABCD}	5,5±0,5 ^{ABCD}	31,9±7,8 ^{ABCD}	9,0±1,6 ^{ABCD}	0,28±0,14 ^{ABCD}
I-90 anos	28,2±10,5 ^{ABE}	6,5±1,7 ^{BEFGH}	13,0±2,9 ^{ABCD}	5,5±0,7 ^{ABCD}	42,1±15,9 ^{ABCD}	10,3±2,2 ^{ABCDE}	0,46±0,30 ^{AB}
J-FM	21,1±3,6 ^{ABEFG}	9,1±2,2 ^{ABDEG}	13,3±2,9 ^{ABCD}	6,7±1,2 ^{ABCD}	39,8±18,0 ^{ABCD}	12,5±3,2 ^{ABCDE}	0,43±0,24 ^{ABCD}
Teste F	27,8	41,08	42,15	44,82	15,6	18,25	13,99
REBIO							
A-15 anos	60,2±20,4 ^{BCDE}	18,4±5,1 ^{BDE}	10,1±0,9 ^{BCDE}	5,0±0,2 ^{BCDEF}	24,9±4,1 ^{DEF}	6,9±0,5 ^{BCDE}	0,32±0,10
B-25 anos	30,6±4,8 ^{AD}	11,0±2,6 ^{AD}	12,9±2,3 ^A	5,8±0,6 ^{AD}	39,0±14,6	9,7±1,1 ^A	0,41±0,18
C-35 anos	43,0±3,6 ^{ADEF}	18,7±2,8 ^{BDE}	12,7±1,9 ^A	6,1±0,5 ^{AD}	33,1±8,0 ^E	8,9±1,1 ^{AD}	0,44±0,12
D-60 anos	16,5±6,1 ^{ABCF}	7,8±2,4 ^{AC}	13,5±2,1 ^A	7,0±0,6 ^{ABC}	48,7±14,9 ^A	12,8±3,3 ^{AD}	0,40±0,18
E-80 anos	19,9±6,0 ^{AC}	9,8±2,2 ^{AC}	13,3±2,3 ^A	6,3±0,6 ^A	47±8,9 ^{AC}	11,8±3,4 ^A	0,43±0,19
F-FM	34,1±6,17 ^{ACD}	9,8±3,5 ^{AC}	17,9±1,7 ^{TODAS}	6,6±0,4 ^{AB}	50,6±11,3 ^{AC}	9,6±1,5	0,58±0,26
Teste F	25,6	24,5	16,5	15,4	8,3	9,37	2,12

VF= Val Feltrina; PS= Paraíso do Sul; PEQC = Parque Estadual da Quarta Colônia; REBIOIta= Reserva Biológica do Ibicuí Mirim e Itara. Letras maiúsculas entre as florestas demonstram a diferença significativamente para determinado parâmetro estrutural pelo teste de comparação de médias de Tukey (Levene $p > 0,05$) ou Dunnett T3 (Levene $p < 0,05$).

Tabela 4. Valores de tendência central de atributos estruturais em quatro cronossucessões na floresta estacional subtropical no rebordo do Planalto Meridional no Rio Grande do Sul, sul do Brasil.

Floresta	TotRam	MaxNRam	AltRam	Ram<1m	Lianas	Mortas
	M±DP	M±DP	M±DP	M±DP	M±DP	M±DP
VF						
A- 5 anos	13,1±9,5 ^{BCDF}	2,6±1,0 ^{BC}	1,3±0,1 ^{TODAS}	3,2±2,1 ^{BC}	-	1,2±1,6 ^{BF}
B- 15 anos	59,8±12,6 ^{ADEFGH}	4,1±0,8 ^{AFGH}	3,0±0,3 ^A	9,3±3,8 ^{ADEFGH}	6,8±2,6 ^{ADEFGH}	4,5±2,0 ^{AEGH}
C- 25 anos	54,4±12,2 ^{ADEFGH}	4,1±1,1 ^{AFGH}	2,6±0,4 ^{AF}	8,9±3,6 ^{ADEFGH}	3,4±2,8	2,8±2,3
D- 35 anos	38,8±10,9 ^{ABCEGH}	3,2±0,9	3,1±0,3 ^A	6,6±2,2 ^{AEH}	1,4±0,9 ^B	2,5±2,0
E- 50 anos	21,0±5,5 ^{BCD}	2,9±0,7	3,2±0,5 ^{AH}	2,1±0,9 ^{BCD}	1,1±1,1 ^B	1,2±1,1 ^{BF}
F- 70 anos	3,8±8,1 ^{ABCG}	2,6±1,0 ^{BC}	3,5±0,6 ^{ACGH}	3,4±1,8 ^{BCD}	1,1±1,1 ^B	4,5±2,1 ^{AEGH}
G-FM1	17,2±5,7 ^{BCDF}	2,1±0,5 ^{BC}	2,6±0,6 ^{AF}	3,4±1,8 ^{BC}	1,8±1,4 ^B	0,8±1,3 ^{BF}
H-FM	24,8±10,9 ^{BCD}	2,0±0,8 ^{BC}	2,5±0,4 ^{AEF}	2,7±1,1 ^{BC}	2,6±1,3 ^B	1,1±1,1 ^{BF}
Teste F	30,7	7,8	19,4	14,0	15,6	7,0
PS						
A- 15 anos	62,9±8,2 ^{DEF}	7±1,4 ^{CDEF}	1,6±0,3 ^{CDEF}	13,8±3,7 ^{CDEF}	2,4±1,3 ^{BF}	1,6±1,7
B- 25 anos	56,8±8,1 ^{DEF}	6±2,1 ^{DEF}	2,0±0,2 ^{CDEF}	11,1±3,5 ^{DEF}	0,5±0,7 ^A	1,0±1,0 ^C
C-35 anos	51,8±14 ^{DEF}	4,2±0,9 ^{AF}	3,1±0,4 ^{AB}	6,9±4,4 ^{AF}	1,3±1,0	3,0±1,4 ^{BF}
D-50 anos	22,7±9,8 ^{ABC}	3,2±1,6 ^{AB}	3,1±0,5 ^{AB}	2,5±2,3 ^{AB}	1,1±1,2	1,5±1,4
E-60 anos	20,8±5,5 ^{ABC}	3,0±1,3 ^{AB}	2,7±0,4 ^{ABF}	2,9±2,0 ^{AB}	2,0±1,8	1,8±1,3
F-80 anos	15,8±3,8 ^{ABC}	2,1±1,4 ^{ABC}	3,6±0,5 ^{ABF}	0,7±0,9 ^{ABC}	0,4±0,9 ^A	1,2±0,8 ^C
Teste F	55,2	15,3	28,5	28,9	4,2	2,8
PEQC						
A-5 anos	14,3±3,4 ^{CDEFGHI}	2,2±0,4 ^H	1,1±0,2 ^{EFGHIJ}	4,8±1,2 ^D	-	0,6±0,8 ^{FG}
B-10 anos	13,4±5,8 ^{CDEFGHI}	3,6±1,7	1,2±0,5 ^{EFGHIJ}	3,6±2,2 ^{DH}	-	0,1±0,3 ^{EFGH}
C-15 anos	27,5±7,6 ^{ABGE}	4,3±1,9	1,4±0,3 ^{EFGHIJ}	6,2±1,2 ^{DI}	0,1±0,3 ^{EFGHIJ}	1,2±1,1 ^G
D-15 anos ^a	32,1±12,5 ^{ABE}	3,5±1,7	0,9±0,2 ^{EFGHIJ}	14,2±4,8 ^{ABCEFGI}	-	0,9±0,7 ^G
E-25 anos	54,8±8,5 ^{ABCDGHIJ}	4,4±2,3	3,0±0,3 ^{ABCDH}	4,2±2,5 ^D	1,1±0,9 ^A	2,0±1,3 ^B
F-35 anos	38,2±8,7 ^{ABEJ}	3,1±1,1	2,7±0,4 ^{ABCD}	6,1±2,1 ^{DI}	3,1±3,9	2,7±1,4 ^{AB}
G-60 anos	40,3±8,5 ^{ABEJ}	2,5±1,6	3,1±0,3 ^{ABCDH}	4,2±2,0 ^D	1,9±2,3 ^A	3,6±1,9 ^{ABCDIJ}
H-70 anos	42,9±10,8 ^{ABJ}	5,3±1,8 ^{AIJ}	2,4±0,4 ^{ABCDE}	8,9±3,6 ^{BIJ}	2,6±2,2 ^A	2,2±1,9 ^B
I-90 anos	29,6±11,3 ^{ABE}	1,9±0,5 ^H	2,6±0,2 ^{ABCD}	2,5±1,6 ^{CDFH}	2,4±2,5 ^A	1,2±0,9 ^G
J-FM	24,8±4,8 ^{ABEFGH}	2,5±0,7 ^H	2,8±0,7 ^{ABCD}	4,0±2,0 ^D	4,3±2,7 ^{AB}	1,1±1,3 ^G
Teste F	21,9	4,02	42,0	17,61	5,84	6,66
REBIOxIta						
A-15 anos	81,7±21,6 ^{BCDEF}	5,4±1,6 ^{BCDEF}	2,4±0,2 ^{CDEF}	13±4,9 ^{CDEF}	3,7±2,6	4,1±2,9
B-25 anos	40,5±8,6 ^{ADE}	3,7±1,4 ^{ADEF}	2,3±0,5 ^{CDEF}	9,3±3,5 ^{DEF}	2,4±1,9	1,5±1,0
C-35 anos	49,3±10,3 ^{ADE}	3,0±1,0 ^A	3,1±0,5 ^{AB}	5,2±2,9 ^{ADF}	3,8±2,6	2,8±2,0
D-60 anos	17,9±6,7 ^{ABCF}	2,0±0,8 ^{AB}	3,2±0,4 ^{AB}	1,0±0,6 ^{ABC}	2,6±2,5	1,2±1,0
E-80 anos	21,7±7,4 ^{ABC}	1,8±0,6 ^{AB}	3,1±0,5 ^{AB}	2,7±2,8 ^{AB}	2,9±2,4	1,3±1,0
F-FM	35,0±6,2 ^{AD}	1,7±0,4 ^A	3,1±0,3 ^{AB}	0,9±1,1 ^{ABC}	1,3±1,0	2,0±1,4
Teste F	34,4	17,4	8,6	28,3	1,26	4,0

VF= Val Feltrina; PS= Paraíso do Sul; PEQC = Parque Estadual da Quarta Colônia; REBIOxIta= Reserva Biológica do Ibicuí Mirim e Itaara.

A grande maioria dos atributos variaram significativamente seus atributos estruturais ao longo da sucessão. Algumas variáveis estruturais apresentaram elevada variabilidade (desvio padrão alto), ao longo da sucessão, em uma ou duas cronossequências, enquanto que em outras a variabilidade foi baixa (diâmetro máximo, número máximo de indivíduos ramificados, densidade de lianas, Tabelas 3 e 4). De forma geral, não houve diferenças significativas de mudanças estruturais apenas para densidade de lianas e árvores mortas, na cronossequência da REBIO (Tabelas 3 e 4). As comparações das diferenças de médias par a par, em cada atributo, dentro de cada cronossequência, não demonstraram tendência linear clara de aumento ou decréscimo dos valores médios seguindo o gradiente de idade da floresta (Tabelas 3 e 4).

Os quatro modelos discriminantes de Fisher (MDFs) gerados para cada uma das cronossequências demonstraram elevados valores (superior a 90%) das variâncias acumuladas nas primeiras funções discriminantes calculadas (Tabela 5). Da mesma forma, foram elevados os valores de correlação canônica em cada função discriminante o que demonstrou a importância das variáveis estruturais escolhidas pelos modelos para distinção das idades de florestas (Tabela 6).

Os MDFs geraram diferentes conjuntos de variáveis preditoras para distinguir as idades de florestas. Apenas o número total de indivíduos ramificados foi escolhido em todos os MDFs e a densidade de lianas, o número de espécies, a área basal e a altura máxima foram selecionados em três cronossequências (Tabela 6).

Tabela 5. Funções discriminantes com seus respectivos autovalores, porcentagens de variação e correlação canônica.

Funções Discriminantes	Autovalores	% de variância	Variância acumulada (%)	Correlação canônica
VF				
1	8,74	56,9	56,9	0,94
2	4,27	27,8	84,7	0,90
3	0,92	6	90,7	0,69
PS				
1	9,43	73,1	73,1	0,95
2	2,27	17,6	90,7	0,83
PEQC				
1	10,6	61,5	61,5	0,95
2	2,79	16,2	77,6	0,85
3	2,03	11,7	89,4	0,81
REBIO				
1	7,71	59,8	59,8	0,94
2	3,41	26,4	86,2	0,87
3	1,10	8,5	94,8	0,72

VF= Val Feltrina; PS= Paraíso do Sul; PEQC = Parque Estadual da Quarta Colônia; REBIOxIta= Reserva Biológica do Ibicuí Mirim e Itaara.

Tabela 6. Resultados das correlações dos escores de cada variável com as duas principais funções discriminantes nos MDFs.

Variáveis	VF		PS		PEQC		REBIO	
	1	2	1	2	1	2	1	2
TotRam	0,44	0,51	0,71	0,24	0,31	-0,39	0,48	-0,58
Ind			0,62	0,66	0,38	-0,50	-	-
DAPMed	0,53	-0,57	-0,41	-	0,30	0,48	-	-
DAPMax	0,13	-0,44					-0,29	0,15
Lianas	0,26	0,24			0,19	0,23	0,11	-0,01
AltRam	0,38	-0,18					-	-
SP	0,38	0,08			0,52	-0,54	0,38	-0,40
AB	0,14	-0,27	-0,21	0,07			-0,13	-0,06
mortas					0,19	-0,07		
AltMed			-0,58	0,32	0,62	0,32	-0,36	0,19
Ram1m					-0,14	0,07	0,52	-0,11
NRam							-	-
AltMax	0,42	-0,61			0,59	0,33	-0,42	-0,12

*. Maiores correlações absolutas entre a variável e sua função discriminante. VF= Val Feltrina; PS= Paraíso do Sul; PEQC = Parque Estadual da Quarta Colônia; REBIO= Reserva Biológica do Ibicuí Mirim e Itaara.

Em VF, o modelo selecionou oito das treze variáveis primeiramente inseridas (diâmetro médio, número total de fustes, altura máxima, número de espécies, diâmetro máximo, número de lianas e altura da primeira ramificação). Em PS, cinco variáveis foram selecionadas pelo MDF (número total de fustes, densidade de plantas, altura média e diâmetro médio), para o PEQC o MDF selecionou nove (altura média, altura máxima, altura da primeira ramificação, densidade de plantas, total de fustes, riqueza de espécies, árvores mortas, diâmetro médio e densidade de lianas). Por fim, o MDF selecionou oito variáveis para a REBIO (ramificação < 1m, total de fustes, altura máxima, riqueza de espécies, altura média e densidade de lianas) (Tabela 7). Apenas o número máximo de indivíduos ramificados não foi inserido em nenhum MDF.

O resumo das classificações da estrutura das 30 florestas (300 sub-amostras) em suas respectivas idades em cada cronossequência nos MDFs revelou elevados valores de classificações corretas (superiores a 78%). Cinco florestas apresentaram estruturas singulares não sendo similares a qualquer outra idade de floresta (100% dos casos classificados corretamente), 17 florestas apresentaram estruturas muito similares entre si (de 80 a 90% das sub-parcelas classificadas corretamente) e apenas oito florestas apresentaram estruturas divergentes (60 a 70%), sendo similares com florestas de outras idades (Tabela 7). A cronossequência da REBIO demonstrou as melhores porcentagens de classificação correta (91%) e a cronossequência do PEQC demonstrou as menores porcentagens (Tabela 7). Outra característica importante é que as florestas de idade intermediária (50-60 anos) apresentaram maior similaridade estrutural com as florestas de idade mais antigas (Tabela 7).

Tabela 7. Porcentagem de casos classificados de acordo com os MDFs gerados para quatro cronossucessões de florestas estacionais.

Crono/idades	% de classificações*	Crono/idades	% de classificações*
VF		PEQC	
A- 5 anos	100%	A- 5 anos	70% (30% B)
B- 15 anos	90% (10% C)	B- 10 anos	80% (10% A; 10% C)
C- 25 anos	70% (20% B; 10% D)	C- 15 anos	70% (20% A; 10% B)
D- 35 anos	80% (10% E; 10% F)	D- 15 anos ^a	80% (10% A; 10% C)
E- 50 anos	80% (10% F; 10% G)	E- 25 anos	100%
F- 70 anos	70% (20% E; 10% D)	F- 35 anos	60% (20% G; 20% 90)
G- FM1	90% (10% E)	G- 60 anos	70% (20% F; 10% E)
H- FM	90% (10% E)	H- 70 anos	80% (20% F)
Total	83,8%	I- 90 anos	90% (10% J)
PS		J- FM	80% (10% F; 10% I)
A- 15 anos	90% (10% B)	Total	78%
B- 25 anos	90% (10% C)	REBIO	
C- 35 anos	80% (10% B; 10% D)	A- 15 anos	100%
D- 50 anos	70% (10% E; 20% F)	B- 25 anos	80% (20% E)
E- 60 anos	80% (20% D)	C- 35 anos	100%
F- 80 anos	60% (40% D)	D- 60 anos	90% (10% E)
Total	78,3%	E- 80 anos	80% (20% D)
		F- FM*	100%
		Total	91,7%

*Porcentagem de casos classificados corretamente e erradamente (entre parênteses). VF= Val Feltrina; PS= Paraíso do Sul; PEQC = Parque Estadual da Quarta Colônia; REBIO= Reserva Biológica do Ibicuí Mirim. ^a floresta com invasão de *Psidium guajava*.

4. Discussão

Os estágios de desenvolvimento de uma comunidade arbórea são utilizados modelos conceituais gerais para descrever a sucessão secundária, pois não dependem da composição de espécies, mas das mudanças na estrutura e função da vegetação (Frelich, 2002). Baseado nos quatro estágios básicos de desenvolvimento propostos por Oliver (1981), pode-se relacionar as características estruturais das comunidades com suas idades nas quatro cronossucessões do RPM. Assim, a dinâmica das florestas inicia com uma fase de colonização (até 10 anos de idade - VF e PEQC), que se caracteriza pela grande simplicidade estrutural (baixa riqueza, densidade, área basal e altura) formado

por indivíduos provenientes de sementes (dispersão ou banco de sementes), plântulas existentes ou rebrotes de troncos/raízes sobreviventes. Dos 15 a 35 anos de idade, as florestas apresentaram uma fisionomia florestal bem singular com grande número de árvores ramificadas, surgimento de lianas arbóreas e de alguns indivíduos de grande porte. Essas comunidades ainda apresentaram copas contínuas, com poucos indivíduos emergentes e elevados valores de área basal e altura total, o que demarcaria a fase de fechamento da copa e o início da fase de exclusão competitiva. Nessa fase, os mecanismos densidade-dependente (competição por recursos e espaço) são os principais agentes da mortalidade de plantas (Guariguata e Ostertag, 2001). Na fase de transição demográfica (40 a 80 anos), a densidade e o número de indivíduos ramificados diminui, a riqueza de espécies permanece constante, a densidade de lianas aumenta, assim como o porte das árvores. Ocorrem várias idades de plantas na mesma comunidade e a dinâmica das espécies ocorre via abertura de pequenas ou médias clareiras naturais (morte de indivíduos). O estágio multi-idade ou de crescimento tardio (> 90 anos) caracteriza-se pela baixa densidade de plantas arbóreas (mas elevada densidade de lianas), baixo índice de indivíduos ramificados e a presença de árvores de grande porte. As comunidades atingem os maiores valores absolutos de área basal e os diversos mecanismos densidade-independente (doenças, predadores, perturbação, etc.) passam a atuar nessa e na fase anterior. Esse modelo conceitual de regeneração assemelha-se ao modelo descrito por Guariguata e Ostertag (2001), para as florestas neotropicais úmidas.

São ainda poucos os estudos realizados em florestas neotropicais que utilizaram cronossequências com diversas idades, variando de 5 a 100 anos, para apresentar os resultados de mudanças estruturais. A maioria dos estudos abordam algumas fases de desenvolvimento da floresta. Peña-Claros (2003) registrou forte variação estrutural

(alturas média e máxima, área basal, riqueza, diversidade) nas florestas jovens (2 a 20 anos) e menor variação estrutural entre florestas secundárias mais antigas (30 a 40 anos), da floresta tropical úmida na Bolívia. A mesma tendência foi registrada por Kennard (2002) em uma cronosequência de floresta estacional seca na Bolívia, com baixa variabilidade nos atributos riqueza de espécies, área basal, altura total e densidade de plantas, em florestas acima de 20 anos, e maior variabilidade nas florestas jovens (1 a 15 anos). Marcano-Vega et al. (2002) analisaram florestas subtropicais úmidas de 10 a 40 anos de idade, originadas de diferentes tipos de distúrbio em Puerto Rico, e encontraram aumento na área basal com o aumento da idade do estande, mas não registraram a mesma tendência para riqueza e densidade de plantas. Por outro lado, Fergusson et al. (2003) demonstraram diferentes padrões de mudanças para altura, área basal, densidade de indivíduos e riqueza de espécies, em cronosequências (0-40 anos), originadas de diferentes tipos de uso do solo na Guatemala. Holz et al. (2009) na Argentina, demonstraram aumento rápido de área basal e densidade nas primeiras décadas (até 30 anos) e uma posterior estabilização ou aumento não significativo dessas mesmas variáveis nas idades posteriores na mesma tipologia de floresta do presente estudo. Esses mesmos comportamentos de mudanças estruturais drásticas, apenas nas idades iniciais de desenvolvimento da floresta, também foram registrados nas cronosequências do RPM indicando que na fase de colonização e exclusão competitiva (Frelich, 2002) ocorrem as maiores variabilidades devido ao elevado recrutamento e competição de indivíduos na comunidade.

Como relatado anteriormente, as análises revelaram poucas mudanças significativas entre as florestas de idade intermediária nas cronosequências do RPM. A mesma tendência foi demonstrada por Aide et al. (1995), para os atributos densidade,

riqueza, altura e diâmetro em florestas jovens e de idade intermediária (idades de 20 a 60 anos), na Costa Rica. Aide et al. (2000) também revelaram esse mesmo padrão de variação entre florestas 30 a 80 anos para quatro cronossequências na Costa Rica. Grau et al. (1997), em uma cronossequência na região das florestas subtropicais submontanas da Argentina demonstraram que a área basal foi similar entre florestas jovens (~10 anos) e de idade intermediária (~50 anos) e a altura máxima, a diversidade e a densidade foram similares entre as florestas de idade intermediária e florestas maduras. Apenas a riqueza de espécies foi similar em todas as idades. Assim, várias cronossequências de florestas na região neotropical mostraram que as florestas secundárias, com aproximadamente 30 anos, podem apresentar atributos estruturais (riqueza de espécies, área basal, média de altura, densidade de plantas) similares às florestas antigas (Pascarella et al. 2000; Kennard, 2002; Martin et al. 2004).

DeWalt et al. (2003) registraram no Panamá que florestas com idades superiores a 70 anos apresentaram estrutura similares entre si (densidade, árvores de grande porte, lianas) mas divergentes quanto as florestas de idades jovens. No presente estudo, essa tendência foi observada apenas para os valores absolutos (calculados para o estande, Tabela 2) de densidade, número de árvores mortas e diâmetro médio. De forma geral, as mudanças na estrutura ao longo da sucessão florestal no RPM seguem três tendências relacionadas às idades de florestas em fases iniciais, fases intermediárias e fases antigas de desenvolvimento.

Para um melhor entendimento da dinâmica florestal, ainda precisam ser explorados outros atributos estruturais, além dos usualmente utilizados, como área basal, diâmetro médio, altura média, riqueza e densidade das plantas. Os resultados desse estudo mostraram que os dados de ramificação de indivíduos arbóreos (média ou

total de fustes do estande, altura da primeira ramificação e número de plantas ramificadas abaixo de 1m de altura) podem ser indicadores estruturais úteis para distinguir ou caracterizar idades ou estágios de desenvolvimento florestal. O atributo ramificação revelou padrões distintos entre florestas de idades jovens, de idade intermediária e antigas quando analisados os valores absolutos e médios. Kennard (2002) considerou que a regeneração por rebrote apresenta taxas de crescimentos mais rápidas (recuperação da altura, DAP e área basal) do que por sementes, em florestas tropicais secas. Apesar de ser um tema pouco investigado, o rebrote é um importante mecanismo de regeneração florestal e os dados das florestas jovens no RPM apontam essa como uma estratégia comum das espécies devido ao grande número de árvores ramificadas registrado, em relação às florestas mais antigas. Essa constatação concorda com estudos que indicaram que muitas espécies são capazes de produzir rebrotes a partir de troncos e galhos ou até de raízes abaixo do solo, especialmente as espécies comuns em florestas secundárias (Guariguata e Ostertag, 2001).

Os estudos de cronossequências, que apresentaram réplicas de idades, tendem a mostrar grande variabilidade para o atributo estrutural avaliado. Essa variabilidade reflete diferentes padrões e taxas de sucessão devido ao histórico de uso do solo pós-abandono e as características ambientais do sítio (Moran et al. 1986; Frelich, 2002; DeWalt et al. 2003; Fergusson et al. 2003; Holz et al. 2009). Embora esse estudo tenha conseguido padronizar alguns aspectos ambientais importantes que influenciam na análise da sucessão florestal (similares classes e fertilidades dos solos, estandes inseridos em grandes remanescentes florestais, fisionomias uniformes da vegetação, localização em ambientes de encostas), não foi possível padronizar o tempo de uso do solo, as diferenças na profundidade do solo, os percentuais de rochosidade e

pedregosidade superficial e a declividade constatadas em campo. Além disso, Kilca (2014) demonstrou nas mesmas áreas deste estudo que os atributos químicos do solo variaram entre as idades de florestas em todas as cronossequências, assim como diferentes padrões de sucessão para as espécies mais importantes. Dessa forma, os componentes florísticos e do solo, além de outras mudanças ambientais não avaliadas, podem contribuir para a não-linearidade apresentada nos dados e a sua conseqüente dificuldade de elencar atributos que indiquem mudanças ao longo da sucessão. Essas variabilidades ambientais que são inerentes ao método é a principal crítica aos estudos de cronossequência e de difícil solução (Johnson e Miyanishi, 2007). No entanto, essa heterogeneidade ambiental reflete as condições reais da paisagem, onde geralmente as florestas apresentam diferentes rotas de desenvolvimento (Quesada et al. 2009) o que não é considerado nos estudos de dinâmica da vegetação em parcelas permanentes.

Como observado, poucas variáveis analisadas isoladamente apresentaram um padrão de mudança linear (aumento ou decréscimo), com o avanço da sucessão. Algumas desses aumentos lineares foram observados para área basal e diâmetro médio, quando agrupados resultados em faixas de idades similares, indicando estágios iniciais, intermediários e maduros de desenvolvimento. Frelich (2002) comenta que embora seja interessante demonstrar diferenças entre estandes, na maioria dos casos a distinção das idades de cada um é muito difícil de prever. Assim, o uso de variáveis indicadoras de maneira isolada parece ser mais útil para distinguir o estágio de desenvolvimento da floresta do que a sua idade (ver Kalacska et al. 2004).

Embora ainda pouco aplicado para estudos de sucessão secundária, o modelo de análise discriminante de Fisher (ADF) tem sido empregado em outros estudos de classificação da vegetação (Anchorena e Cingolani, 2002; Merganic e Smelko, 2003;

Thessler et al. 2008; Riordan e Rundel, 2009; Kilca et al. 2014). Kilca et al. (2014) demonstraram que nove variáveis estruturais (densidade de árvores, riqueza de espécies, altura da primeira ramificação, altura média, altura máxima, área basal, DAP médio e máximo) foram úteis em uma ADF para classificar diferentes fitofisionomias florestais no bioma Pampa. Esses mesmos atributos agrupados de diferentes formas também demonstraram bom potencial para distinguir as idades de florestas no RPM. Lu et al. (2003) avaliaram oito atributos estruturais para distinguir cinco faixas de idades jovens de florestas na região Amazônica. Esses autores obtiveram modelos com 73% de classificações corretas onde os erros de classificação ocorreram em florestas de 15 a 30 anos com as florestas com mais de 30 anos. Lu et al. (2003) concluíram, de acordo com as suas oito variáveis utilizadas (biomassa acima do solo, média de DAP, altura média, área basal, volume, razão área basal individual/área basal total, razão volume individual/volume total), que a estrutura da vegetação foi menos útil para distinguir idades de florestas do que para distinguir estágios sucessionais (grupos de florestas com idades similares).

No presente estudo, as variáveis selecionadas pelos modelos discriminantes demonstraram melhor poder de classificação dos casos em suas respectivas idades do que o estudo de Lu et al. (2003). Os modelos aqui gerados também demonstraram a tendência à maior similaridade estrutural entre as florestas de idades próximas. A ADF busca desenvolver uma função linear das variáveis descritoras para descrever a separação de grupos maximizando a diferença das médias entre grupos e minimizando a variância dentro dos grupos o que minimiza a classificação errada dos casos (Brown e Wicker, 2000). Assim, os atributos estruturais apresentaram maior variabilidade entre diferentes idades do que dentro de uma mesma idade de floresta. Além de reduzir a variabilidade dentro de grupos, a análise conjunta de diversos atributos estruturais

fornece uma visão tridimensional (estrutura horizontal e vertical) da comunidade, expressando melhor a condição fisionômica da vegetação em campo. Essa especial condição pode indicar a técnica como promissora para interpretar padrões e gerar hipóteses sobre sucessão secundária com dados de cronossequências devido ao seu bom poder de previsão para uma singularidade estrutural em diferentes idades florestais.

O uso do método de cronossequência, quando cumprido os pressupostos para seleção de áreas de estudo, ainda é um dos mais úteis para inferências sobre o desenvolvimento de uma floresta. Os resultados obtidos da mudança das variáveis individualmente ao longo da sucessão demonstraram alguns padrões similares com as florestas tropicais úmidas e florestas secas do continente. No entanto, devido à variabilidade dos dados apresentados, os padrões de mudança foram mais representativos quando comparadas as florestas jovens com as florestas antigas. A falta de linearidade das mudanças nos atributos estruturais ao longo da sucessão dificultou a identificação de atributos eficientes para distinguir as florestas de idades intermediárias (30 a 70 anos). Por outro lado, o emprego da ADF em relação ao ANOVA demonstrou melhor poder de predição das mudanças estruturais horizontais e verticais em todos os anos de desenvolvimento da floresta. Por fim, identificar os atributos estruturais que possam ser utilizados como referência para uma comparação segura entre florestas preservadas com diferentes idades ou com sítios impactados, ainda é tarefa difícil dada a grande heterogeneidade ambiental e estrutural em pequena e média escala.

Agradecimentos

Este projeto foi financiado pelo Edital Universal MCTI/CNPq (n. 477409/2010-5) e também recebeu bolsa de doutorado pela CAPES para o primeiro autor. Agradecimento

à SEMA, CORSAN (em especial ao Sr. Roberto B. Cavalheiro) por disponibilizar acesso e condições de estudos nas Unidades de Conservação (PEQC e REBIO). A 1 Divisão de Levantamento do Exército Brasileiro por disponibilizar consulta no acervo fotográfico. Ao Sr. Vanderlei Mezzomo por conceder a pesquisa em sua propriedade. Ao Dr. Luis F. Alberti pelas sugestões ao texto.

Referências

Aide, T., Zimmerman, J.K., Pascarella, J.B., Rivera, L., Marcano-Vega, H., 2000. Forest regeneration in a chronosequence of tropical abandoned pastures: implication for restoration ecology. *Restoration Ecology* 8(4), 328-338.

Brown, S., Lugo, A.E., 1990. Tropical secondary forests. *Journal of Tropical Ecology* 6, 1-32.

Brown, M.T., Wicker, L.R., 2000. Discriminant analysis. In: Tinsley, H.E.A., Brown, S.D. (Eds.) *Handbook of applied multivariate statistics and mathematical modelin.* Academic Press, San Diego, pp. 209-234.

Cordeiro, J.L.P., Hasenack, H., 2009. Cobertura vegetal atual do Rio Grande do Sul. In: Pillar, V.P. Müller; S.C., Castilhos, Z.M.S., Jacques, A.V.A. (Orgs.). *Campos sulinos: conservação e uso sustentável da biodiversidade.* Brasília, MMA, pp. 285-299.

Dent, D.H., Wright, S.J., 2009. The future of tropical species in secondary forests: A quantitative review. *Biological Conservation* 142, 2833–2843.

DeWalt, S.J., Maliakal, S.K., Denslow, J., 2003. Changes in vegetation structure and composition along a tropical forest chronosequence: implications for wildlife. *Forest Ecology and Management* 182, 139–151.

Di Bitetti, M.S., Placci, G., Dietz, L.A., 2003. A biodiversity vision for the upper Parana' Atlantic Forest ecoregion: designing a biodiversity conservation landscape and setting priorities for conservation action. Washington, DC, World Wildlife Fund.

Ferguson, B.G., Vandermeer, J.; Morales, H., Griffith, D.M., 2003. Post-Agricultural Succession in El Petén, Guatemala. *Conservation Biology* 17(3), 818–828.

Ferraz, E.T., Roberti, D.R., 2011. Padrões climáticos na região do extremo sul do Planalto Meridional brasileiro. In: Schumacher, M.V.; Longhi, S.L.; Brun, E.J.; Kilca, R.V. (Orgs.). *A Floresta Estacional Subtropical: caracterização e ecologia no rebordo do Planalto Meridional*. Santa Maria, Pallotti, pp. 09-20.

Frelich, L.E., 2002. *Forest Dynamics and Disturbance Regimes: Studies from Temperate Evergreen-Deciduous Forest*. Cambridge University Press, Cambridge.

Gleason-Lewin, D.C., Van Der Maarel, E., 1992. Patterns and processes of vegetation dynamics. In: Gleason-Lewin, D.C., Peet, R.K., Veblen, T.T. (Eds). *Plant Succession: Theory and prediction*. London, Chapman and Hall, pp.11-59.

Grau, H.R.; Arturi, M.F.; Brown, A.D., Aceñolaza, P.G., 1997. Floristic and structural patterns along a chronosequence of secondary forest succession in Argentinean subtropical montane forest. *Forest Ecology and Management* 95, 161-171.

Guariguata, M.R., Ostertag, R., 2001. Neotropical secondary forest succession: chances in structural and functional characteristics. *Forest Ecology and Management* 148, 185-206.

Hair, J.F., Black, W.C., Babin, B.J., Anderson, R.E., Tatham, R.L., 2006. *Multivariate Data Analysis*. 6th. Ed. New Jersey, Prentice-Hall,.

Holz, S., Placci, G., Quintana, R.D., 2009. Effects of history of use on secondary forest regeneration in the Upper Parana Atlantic Forest (Misiones, Argentina). *Forest Ecology and Management* 258, 1329-1642.

Huberty, C.J., Olejnik, S., 2006. *Applied MANOVA and Discriminant Analysis*. New Jersey, JohnWiley & Sons, Inc.

Kalacska, M.; Sanchez-Azofeifa, G.A.; Calvo-Alvarado, J.C.; Quesada, M.; Rivard, B.; Janzen, D.H., 2004. Species composition, similarity and diversity in three successional stages of a seasonally dry tropical forest. *Forest Ecology and Management* 200, 227–247.

Kennard, D.K., 2002. Secondary forest succession in a tropical dry forest: patterns of development across a 50-year chronosequence in lowland Bolivia. *Journal of Tropical Ecology* 18, 53-66.

Kilca, R.V., Longhi, S.J., 2011. A regeneração natural e a sucessão da floresta subtropical estacional condicionada por diferentes tipos de distúrbios: um estudo de caso. In: Schumacher, M.V., Longhi, S.J., Brun, E.J., Kilca, R.V. (Orgs.). *A Floresta Estacional Subtropical: caracterização e ecologia no rebordo do Planalto Meridional*. Santa Maria, Palloti, pp. 121-140.

Kilca, R.V. 2014. Padrões convergentes e divergentes na sucessão secundária da floresta estacional subtropical no rebordo do Planalto Meridional do Rio Grande do Sul, Brasil. 99f. Tese (Doutorado em Engenharia Florestal) - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria.

Kilca, R.V., Schwartz, G., Longhi, S.J., Wojchiechowski, J.C., no prelo. Application of fisher's discriminant analysis to classify forest communities in the pampa biome. *Ciência Florestal* n, p-p.

Klecka, W.R., 1975. Discriminant Analysis. In: Nie, N.H., Hull, C.H., Jenkins, J.G., Steinbrenner, K, Bent, D.H. (Eds) *Statistical Package for the Social Sciences*. McGraw-Hill, New York, p. 434-467.

Johnson, E.A., Miyanishi, K. 2007. Disturbance and Succession. In: Johnson, E.A.; Miyanishi, K. (Eds) *Plant Disturbance Ecology: The Process and the Response*. Elsevier Inc, p. 1-14.

Manly, B.F.J., 2005. *Multivariate Statistical Methods: a Primer*. 3.ed. New York, Chapman & Hall.

Marcano-Vega, H., AIDE, T.M., Báez, D., 2002. Forest regeneration in abandoned coffee plantations and pastures in the Cordillera Central of Puerto Rico. *Plant Ecology* 161, 75-87.

Martin, P., Sherman, R.E., Fahey, T.J., 2004. Forty years of tropical Forest recovery from agriculture: structure and floristics of secondary and old-growth riparian forests in the Dominican Republic. *Biotropica* 36 (3), 297-317.

McElhinny, C., Gibbons, P., Brack, C., Bauhus, J., 2005. Forest and woodland stand structural complexity: its definition and measurement. *Forest Ecology and Management* 218, 1–24.

Merganic, J., Smelko, S., 2004. Quantification of tree species diversity in forest stands—model BIODIVERSS. *Eur. J. Forest. Res* 123, 157–165.

Moran, E., Packer, A., Brondizio, E., Tucker, J., 1996. Restoration of Vegetation Cover in the Eastern Amazon. *Ecological Economics* 18, 41–54.

Müller-Dombois, D., Ellenberg, H. 1974. Aims and methods of vegetation ecology. New York, John Wiley & Sons.

Oliver, C.D., 1981. Forest development in North America following major disturbances. *Forest Ecology and management* 3, 153-168.

Olson, D.M., Dinerstein, E., Wikramanayake, E.D., Burgess, N.D., Powell, G.V.N., et al., 2001. Terrestrial Ecoregions of the world: A new map of life on earth. *BioScience* 51, 933–938.

Pascarella, J.B., Aide, T.M., Serrano, M.I., Zimmerman, J.K., 2000. Land-use history and forest regeneration in the Cayey Montains, Puerto Rico. *Ecosystems* 3, 217-228.

Pedron, F.A., Dalmolin, R.S.D., 2011. Solos da região do rebordo do Planalto Meridional do Rio Grande do Sul. In: Schumacher, M.V.; Longhi, S.L.; Brun, E.J.; Kilca, R.V. (Org.). *A Floresta Estacional Subtropical: caracterização e ecologia no rebordo do Planalto Meridional*. Santa Maria, Palloti, p. 21-32.

Peña-Claros, M., 2003. Changes in forest structure and species composition during secondary forest succession in Bolivian Amazon. *Biotropica* 35 (4), 450-461.

Purata, S.E., 1986. Floristic and structural changes during old-field succession in the Mexican tropics in relation to site history and species availability. *Journal of Tropical Ecology* 2, 257-276.

Pretzsch, H. 2010. *Forest Dynamics, Growth and Yield*. Berlin, Springer Verlag.

Quesada, M., Sánchez-Azofeifa, G.A., Alvarez-Añorve, M., Stoner, K.E., Avila-Cabadilla, L., et al., 2009. Succession and Management of tropical dry forests in the Americas: review and perspectives. *Forest Ecology and Management* 258, 1014–1024.

Robaina, L.E.S., Cristo, S.S.V., Trentin, R. 2011. Considerações geológicas e geomorfológicas sobre o rebordo do Planalto no Rio Grande do Sul. In: Schumacher, M.V.; Longhi, S.L.; Brun, E.J.; Kilca, R.V. (Org.). A Floresta Estacional Subtropical: caracterização e ecologia no rebordo do Planalto Meridional. Santa Maria, Palloti, pp. 21-32.

Rossato, M.S. 2011. Os climas do Rio Grande do Sul: variabilidade tendências e tipologia. Tese (Doutorado em Geografia) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, RS. 237 p.

Sartori, P.L. 2009. Geologia e geomorfologia de Santa Maria. *Ciência e Ambiente* 38, 19-42.

Saldarriaga, J.G., Uhl, C., 1991. Recovery of forest vegetation following slash-and-burn agriculture in the upper rio Negro. In: Gomez-Pompa, A., Whitmore, T.C., Hadley, M. (Eds.), *Tropical rain forest: regeneration and management*. New York, Blackwell, pp. 303-312.

Spichiger, R., Calange, C.; Bise, B., 2000. Geographical zonation in the Neotropical of tree species characteristic of the Paraguay-Paraná basin. *Journal of Biogeography* 31, 1489-1501.

Spurr, S.H., 1952. Origin of the Concept of Forest Succession. *Ecology* 33(3), 426-427.

Thessler, S., Sesnie, S., Bendaña, Z.S.R., Ruokolainen, R., Tomppo, E., Finegan, B., 2008. Usingk-nn and discriminant analyses to classify rain forest types in a Landsat TM image over northern Costa Rica. *Remote Sensing of Environment* 112, 2485–2494.

WWF-World Wildlife Fund., 2004. Upper Parana Atlantic forest –Argentina;
SIM/Forests For Life/WWF International [updated February 19, 2004]. Disponível em:
<http://assets.panda.org/downloads/argentinaflrfactsheet.pdf>. Acesso em 12/dez/2014.

Capítulo 4



O impacto por pastoreio bovino na floresta estacional subtropical no sul do Brasil

Ricardo V. Kilca¹; Fabrício de A. Pedron², Gustavo Schwartz³; Solon J. Longhi¹

1. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal, Universidade Federal de Santa Maria. Santa Maria, RS, Brasil.

2. Departamento de Ciências dos Solos, Universidade Federal de Santa Maria. Santa Maria, RS, Brasil.

3. Embrapa Amazônia Oriental, P.O. Box 48, Belém,Pará, Brasil.

Autor para correspondência: Ricardo V. Kilca. Telefone: +55 55 3307-0167. E-mail: rvkilka@gmail.com

(Redigido nas normas da Plant Ecology)

O impacto por pastoreio bovino na floresta estacional subtropical do sul do Brasil

RESUMO

O rebordo do Planalto Meridional sulbrasileiro apresenta grandes remanescentes da floresta estacional subtropical em diferentes estágios sucessionais, uma rica composição florística e solos geralmente férteis. O pastoreio bovino em meio à floresta é uma prática comum dos pequenos agricultores nessa região e ainda não se sabe o efeito dessa atividade nas características do solo, composição e estrutura da vegetação. Trinta e quatro florestas (3,4 ha) com diferentes idades (10 a >100 anos) e níveis de impacto devido ao pastoreio bovino (sob efeito atual de pastoreio, com pastoreio abandonado a uma década e florestas preservadas sem pastoreio) foram avaliadas por meio de inventários padronizados, para determinar quais as espécies e os principais atributos do solo e da estrutura florestal que são sensíveis ao impacto do gado. A presença do pastoreio bovino na floresta acarretou maiores alterações no solo (cátions básicos, fertilidade natural e na textura) do que na estrutura da floresta (densidade, riqueza entre outros relacionados com alturas e ramificações) e na composição de espécies. O efeito na vegetação parece ser mais determinante na estrutura da regeneração do que na fase adulta. No geral, poucas foram as variáveis consideradas como indicadoras seguras do impacto de gado na floresta devido a resultados contrastantes nas diferentes idades de florestas. As florestas impactadas por gado, em condições ambientais similares às registradas nesse estudo, quando abandonadas e mantidas preservadas podem recuperar rápido (aproximadamente 10 anos) suas condições de solo, estrutura e composição florística.

Palavras-chave: distúrbio, ungulados domésticos, solo, estrutura florestal, composição florística, floresta neotropical.

INTRODUÇÃO

O efeito do pastoreio bovino no solo e na vegetação é amplamente conhecido para vegetação campestre (Ellison 1960; Heitschmidt e Stuth 1991; Pillar et al. 2009; Plachter e Hampicke 2010) enquanto que em ambientes florestais são mais documentados os efeitos de ungulados silvestres (Weisberg e Burgman 2003). Embora seja um impacto em nível global, ainda são poucos os estudos que avaliam o efeito do pastoreio bovino nos diversos componentes do ecossistema florestal (Flechner 1994; McEvoy et al. 2006; Toniato e Oliveira-Filho 2004, Tasker e Bradstock 2006; Uytvanck e Hoffman 2009; Pandey 2011). Os estudos em ambientes

florestais têm focado as alterações do solo (Patric e Helvey 1986; Yimer et al. 2008; Hirata et al. 2009), da vegetação herbácea (McVoy et al 2006; Uytvanck e Hoffman 2009) ou ainda do componente arbóreo (Clary e Kinney 2002; Jorritsma et al. 1999; Toniato e Oliveira-Filho 2004; Sampaio e Guarino 2007).

A atividade de pastoreio bovino, em ambientes florestais, visa converter os produtos de origem vegetal do subosque (vegetação rasteira e parte da vegetação arbórea) para a produção animal (Patric e Hekvey 1986). Essa atividade está diretamente interrelacionada com outras atividades cumulativas que afetam o ecossistema florestal, como o caminhamento, a defecação e o pisoteio do solo. Embora possam ter exceções, os danos do pastoreio apontam para o aumento da compactação do solo, alteração da estrutura física e a química do solo, redução da diversidade de plântulas de árvores, arbustos e lianas, redução na densidade dos caules e a densidade da folhagem, remoção de partes das plantas e limitação no crescimento em altura dos indivíduos criando um subosque mais aberto com maior entrada de luz no chão da floresta (Patric e Helvey 1986; Wilson 1994; Jorritsma et al. 1999; Sampaio e Guarino 2007; Hirata et al. 2009). Assim, as mudanças na composição de espécies e na estrutura da vegetação podem acarretar problemas na dinâmica não apenas nas espécies arbóreas como na comunidade (Fleischner 1994; Belsky e Blumenthal 1997), nas funções do ecossistema florestal (Patric e Helvey 1986; Abril et al. 2005) bem como na oferta de alimentos para outros herbívoros nativos (Willers 2002). Os fatores como a intensidade e frequência do distúrbio e a oferta de espécies vegetais nativas, com melhor qualidade (palatabilidade, conteúdo nutricional e digestibilidade), podem definir a magnitude do impacto nesses ambientes florestais (Jorritsma et al. 1999).

Estudos quantitativos são necessários para avaliar os efeitos do pastejo sobre o solo e o desenvolvimento florestal promovendo a elaboração de alternativas para o manejo de baixo impacto ou a recuperação dos ecossistemas impactados. Assim, bons indicadores ambientais, que são sensíveis a distúrbios ou práticas de manejo, são indispensáveis para comparar efeitos da prática de manejo através do tempo (Schoenholtz et al. 2000). Esses indicadores determinarão o grau de impacto e o tempo estimado para a floresta se reabilitar após distúrbios (Frelich 2002).

A floresta estacional subtropical no rebordo do Planalto Meridional (RPM) constitui o maior corredor ecológico da floresta estacional remanescente (Cordeiro e Hasenack 2009) e abriga 41% flora arbórea (Kilca e Longhi 2011a) no estado do Rio Grande do Sul (sul do Brasil). Nas áreas do RPM é comum encontrar grandes clareiras em meio à paisagem florestal montanhosa, que são utilizadas como pastagens por pequenos e médios produtores rurais. Atualmente, a criação de gado (para corte e leite) é uma fonte de renda alternativa muito

comum na região. Essas áreas são circundadas por florestas, locais onde o gado realiza seguidamente sua busca por água e alimento, este último principalmente na estação desfavorável ao crescimento das pastagens (inverno), ou quando os animais procuram abrigo contra temperaturas extremas, que ocorrem, tanto no inverno quanto no verão.

Devido a grande abrangência dessa atividade no maior corredor florestal do estado do Rio Grande do Sul, foi necessário avaliar a intensidade do impacto do pastoreio na composição, estrutura e no solo de florestas em diferentes idades de desenvolvimento. Esse estudo teve como objetivo avaliar a magnitude do impacto e o tempo de recuperação do pastoreio em florestas de diferentes idades e em três níveis de impacto no RPM: floresta que apresentam pastoreio bovino intenso no subosque (FPI), florestas que apresentaram pastoreio intenso mas que as atividades foram suspensas a 10 anos atrás (FPA) e florestas que nunca apresentaram pastoreio bovino no subosque (FP). A pesquisa procurou responder as seguintes questões: a) qual o impacto do pastoreio nos atributos químicos e granulométricos dos solos nessas áreas? b) o pastoreio pode eliminar algumas e favorecer o desenvolvimento de outras espécies arbóreas? c) quais são os componentes estruturais da vegetação arbórea mais afetados pela atividade de pastoreio? Estabelecer relação de causa e efeito entre diferentes florestas com distintos níveis de impacto, pode gerar incertezas pois diferentes espécies com diferentes taxas de crescimento se desenvolvem em sítios heterogêneos dessa região (Kilca 2014). No entanto, a complexidade estrutural (pelo menos no subosque) e a fertilidade do solo comumente são maiores para as florestas preservadas em relação aos sítios com pastoreio. Essa condição permite que comparações possam ser realizadas e que os resultados apresentem padrões gerais do impacto no solo e na vegetação.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

As áreas de estudo se localizam na região do rebordo do Planalto Meridional (RPM) no estado do Rio Grande do Sul, Sul do Brasil. O clima é do tipo Cfa segundo Koppen, onde os registros climáticos para a região no período de 1970 a 2007 indica a temperatura média anual oscilante em torno de 19,2 °C, com uma amplitude média mensal de 10,1 a 27 °C, com a média das mínimas de 5,8 °C e a média das máximas de 34,4°C. A precipitação média mensal varia de 141,49 mm a 476,80 mm e a precipitação total anual é de 1697,2 mm (Rossato 2011). O RPM foi formado pela dissecação do Planalto, com rochas vulcânicas ácidas e básicas da Formação Serra Geral, e parte da Bacia sedimentar, com rochas da formação Botucatu e Caturrita que ocorrem em cotas altimétricas desde 150 metros até aproximadamente 500 metros (Sartori 2009). Os solos predominantes

no RPM são rasos, pedregosos e férteis como os Neossolos, Cambissolos e nas áreas com menor declividade predominam os Argissolos e Nitossolos, mais profundos e ácidos do que os primeiros (Pedron e Dalmolin, 2011). A fitofisionomia predominante nessas escarpas é do tipo Floresta Estacional Decidual conforme a classificação da vegetação brasileira (IBGE 2012) ou floresta estacional subtropical (Spichiger et al. 2000; Di Bitetti et al. 2003). As áreas de estudo se encontram dentro de uma faixa de menor variação de clima e geologia em relação à extensão total das florestas ocorrentes no rebordo do Planalto Meridional (ver Ferraz e Roberti 2011; Robaina et al. 2011).

Histórico de perturbação

Apenas as florestas com abandono de pastoreio (FPAs) puderam ser padronizadas quanto ao histórico de uso e localização para a maioria dos casos. Essas florestas localizam preferencialmente em uma propriedade (exceto floresta com 35 e 40 anos em outras duas propriedades), onde a geração se conhece o histórico de perturbação e a intensidade do pastoreio (Tabela 1). O pastoreio ocorreu com uma carga média de 50 bovinos por ano por 30 anos consecutivos. Muitas das florestas foram originadas em campos de pastagens. O pastoreio foi intenso nas florestas pois não existiam o componente regenerativo formando um aspecto de "subosque limpo" em todas as florestas avaliadas. As florestas mais antigas (>50 anos) ainda sofreram perturbação por corte ocasional de algumas espécies de elevado porte e importância econômica, sendo essa atividade mais intensa na floresta madura dessa propriedade. Toda a atividade de pastoreio dentro das florestas foram suspensas há exatos 10 anos antes de ser iniciada essa pesquisa.

As florestas com o impacto do pastoreio (FPIs) foram selecionadas em quatro propriedades, onde a maioria das idades foram concentradas em apenas duas dessas propriedades (Tabela 1). Nessas, os proprietários mantêm o pastoreio por décadas em suas florestas, não restringindo o acesso bovino às áreas. Todos os locais dos inventários estão localizados próximas entre si dentro de cada propriedade, e apresentam a fisionomia com o "sub-bosque limpo" com raros indivíduos do componente regenerativo e herbáceo, no chão da floresta. As florestas maduras não apresentam indícios de corte seletivo de espécies madeiráveis de grande porte.

Como não existiam florestas de diferentes idades mantidas preservadas (se regeneraram sem impacto por gado), nas mesmas propriedades descritas anteriormente, foram utilizadas dados de uma rede de áreas inventariadas no RPM, por Kilca (2014). Assim, foram utilizadas 15 florestas preservadas (FPs) ocorrentes em seis diferentes propriedades (Tabela 1). Essas áreas estão localizadas em propriedades onde as florestas se

regeneraram sem perturbação antrópica (propriedades particulares e unidades de conservação) e, dessa forma, foram consideradas como referência para comparar o efeito do gado na vegetação. No entanto, pode ser considerada a existência de impactos de pequena magnitude, como corte eventual de espécies nativas, para fabricação de utensílios domésticos. Maiores informações sobre essas florestas podem ser obtidas em Kilca (2014).

Desenho experimental

Florestas nos três níveis de impacto foram selecionadas no RPM com idades que variaram de 5 a >100 anos. Para a escolha dos estandes (segundo Oliver e Larson 1990) em diferentes idades e níveis de impacto (FPs, FPAs, FPIs) foram consideradas as recomendações para identificação do tipo de distúrbio e a cronologia do estande, segundo Frelich (2002), onde se pode obter um tempo estimado de décadas passadas em uma escala espacial adequada com a escala do estudo (100m): entrevistas com proprietários ou antigos moradores (para conhecer o tipo de distúrbio e o histórico de uso/abandono), imagens orbitais recentes e antigas das áreas escolhidas (Google Earth e em consultas a acervos governamentais - ver ítem Agradecimentos). Como referência foram ainda considerados para as florestas preservadas: a composição florística (presença de espécies indicadoras) e a estrutura da vegetação (tamanho e porte). Todas as áreas de florestas jovens (até 10 anos) não apresentaram fisionomia uniforme da vegetação. A lista com o número de estandes amostrados com suas respectivas idades, histórico de perturbação, características ambientais e localização estão descritos na Tabela 1.

Em todas as florestas secundárias preservadas (FPs), com abandono do pastoreio (FPAs) e com intenso pastoreio (FPIs), foram instaladas parcelas de 1000 m² subdivididas em 10 sub-unidades de 10 m x 10 m (grid de 50 m x 20 m), pois esse tamanho de parcela foi o mais adequado para manter as condições fisionômicas e estruturais da vegetação padronizadas em nível de estande (ver Müller-Dombois e Ellenberg 1974; McElhinny et al. 2005) como também contribui para diminuir o problema de escala-dependente espacial e temporal das variáveis físicas e biológicas do estudo (ver Frelich 2002; Pretschitz 2009).

Solos

No interior de cada uma das sub-unidades de 10 m x 10m foram realizadas três amostras compostas da superfície do solo (0-15cm de profundidade) para determinar a composição granulométrica total da fração terra fina (areia, silte e argila), conforme EMBRAPA (1997) e análises químicas. Dentre as variáveis químicas, foram determinadas os teores de Ca²⁺ e Mg²⁺ por espectroscopia de absorção atômica após extração com KCl 1,0 mol

L⁻¹. O K⁺ e o Na⁺ trocável foram extraídos com solução de HCl 0,05 mol L⁻¹ e seu teor determinado por fotometria de chama. A acidez potencial (H⁺ + Al³⁺) foi determinada em extrato de Ca(OAc)₂ 1,0 mol L⁻¹ a pH 7,0 e titulado com NaOH 0,0606 mol L⁻¹. O Al³⁺ trocável foi extraído com solução de KCl 1,0 mol L⁻¹ e titulado com NaOH 0,025 mol L⁻¹. O pH foi determinado em extrato de H₂O destilada e KCl na proporção 1:2,5. Todas essas análises seguiram a metodologia preconizada por EMBRAPA (1997). O carbono orgânico foi determinado pelo método Walkley-Black modificado (EMBRAPA, 1997), onde a matéria orgânica é oxidada com solução de dicromato de potássio (K₂Cr₂O₇) 1 mol L⁻¹ em presença de ácido sulfúrico (H₂SO₄) concentrado. Ao todo foram calculados 14 variáveis químicas e três referentes a textura do solo. As análises foram realizadas no Laboratório de Pedologia da Universidade Federal de Santa Maria.

A identificação das classes Neossolos Litólicos e Neossolos Regolíticos foram realizada com a diferença na profundidade do lítico, sendo que o saprolito e a rocha foram diferenciados através do teste da pá de corte (Soil Survey Staff 1993), com o auxílio das classes de intemperismo de Pedron et al. (2009). Dada a ampla variedade pedológica em locais de encosta, foram considerados os sitios com mesma classe de solo, onde no mínimo 80% de sua área correspondeu a classe de solo predominante.

Nem todas as áreas inventariadas foi realizada amostras de solos, limitando a análise a sete idades de florestas.

Composição Florística

Dentro de cada sub-unidade (100 m²), foram amostrados todos os indivíduos lenhosos (árvores, arbustos e lianas) com o caule ≥ 9 cm de perímetro a 1,3m do solo. As espécies foram quantificadas quanto ao seu número de indivíduos e apresentadas as espécies mais densas em cada estande (que representassem $\geq 70\%$ da densidade do estande). Todas as lianas foram agrupadas e quantificadas a densidade para cada estande. As espécies foram classificadas quanto as suas síndromes de dispersão (zoocóricas, anemocóricas e autocóricas) (Pijl 1982), forma de vida no estrato vertical (subosque, dossel e emergentes) e síndrome de regeneração (pioneiras, secundárias iniciais, secundárias tardias e clímax), conforme Kilca e Longhi (2011b). Para a análise florística as idades de florestas foram agrupadas conforme as fases de desenvolvimento de Oliver e Larson (1990): estágio de iniciação (florestas com até 10 anos de idade), estágio de exclusão competitiva (florestas com 15 a 30 anos de idade), estágio de transição demográfica (florestas com 40 a 90 anos de idade) e florestas em estágio estável ou maduras (florestas com > 100 anos).

Estrutura da vegetação

Para cada sub-unidade amostral de vegetação, foram calculados 13 variáveis estruturais da vegetação em cada estande calculadas pela média de cada subparcela: densidade (dens.), riqueza (riq.), altura máxima (Alt. máx.), altura média (Alt. méd.), altura da primeira ramificação (AltRam), DAP máximo (DAP Máx.), DAP médio (DAP méd.), área basal total (AB), total de fustes ou perfilhos (Tot. Ram.), número máximo de fustes por indivíduo (MaxNRam), número de indivíduos com ramificação abaixo de 1m de altura (Ram<1m), densidade de lianas (lianas) e número de árvores mortas (mortas).

Análises estatísticas

Estatísticas de comparação de médias (ANOVA) foram empregadas para avaliar as diferenças entre cada uma das variáveis do solo e as estruturais, nos diferentes níveis de impacto das florestas (preservadas, com abandono do pastoreio bovino e com intenso pastoreio bovino), nas diferentes idades (5 a >100 anos). Testes de Levene para homogeneidade de variâncias e Kolmogorov-Smirnov para avaliar a normalidade dos dados foram realizados previamente.

Duas matrizes de densidade das espécie foram realizadas para os três níveis de impacto do pastoreio: uma com as densidades em todos estandes (idades de florestas) e outra agrupando os dados de densidade que representem os diferentes estágios de desenvolvimento da floresta, segundo Oliver e Larson (1990). A relação florística entre essas duas matrizes foi realizada por meio do escalonamento multidimensional não-métrico usando medidas de distância euclidianas para detectar as semelhanças florísticas entre os níveis de impactos dentro de todas as idades de florestas e dentro dos estágios de desenvolvimento da floresta.

RESULTADOS

Solo

Dos 98 casos comparativos entre florestas com diferentes níveis de impacto (7 idades vs 13 variáveis químicas do solo) não foram observadas diferenças significativas entre os atributos do solo para 15 casos (15,3% do total) (Fig. 1, Tabelas 2 e 3). Em relação as FPs e/ou FPAs, as FPIs apresentaram atributos químicos do solo com valores significativamente menores em 26 casos e significativamente maiores em apenas oito casos (K, Na, Al e Al%). As FPAs apresentaram valores significativamente menores em oito casos e significativamente maiores em 36 casos, em relação as FPIs e/ou FPs, enquanto que as FPs apresentaram valores significativamente

menores em 38 casos e significativamente maiores em 30 casos, em relação às FPIs e/ou FPAs (Fig. 1; Tabelas 2 e 3). Considerando as 5 idades florestais onde ocorrem as três intensidades de impacto, as FPIs apresentaram valores significativamente menores em relação as FPAs e/ou FPs para o Mg (5 idades), Ca e CTC_{pot} (4 idades), pH, K, N, SB (3 idades) (Tabelas 2 e 3). As FPIs apresentaram maiores valores em relação as demais florestas apenas para Al% (três áreas), Al e Na (duas áreas) e K (uma área) (Fig. 1). De forma geral, a grande maioria das FPAs apresentaram aumentos significativos para os atributos químicos do solo (Ca, Mg, K, Na, H+Al, N, SB, CTC_{ef}, CTC_{pot}) (Fig. 1). O número de florestas onde cada atributo apresentou maiores valores em florestas com diferentes níveis de impacto são apresentados na Fig. 1.

As variáveis químicas do solo V% e C foram os atributos que não apresentaram diferenças significativas entre os diferentes níveis de impacto em mais de 50% das idades de florestas (4 áreas) enquanto que todos os outros atributos químicos avaliados apresentaram diferença em > 50% das áreas (Tabelas 2 e 3). O pH foi o atributo que menos variou nas florestas com valores mínimos de 4,9 e máximo de 6,3 e se manteve com valores próximos a 5,5 (Tabela 2).

Das sete idades de florestas preservadas avaliadas, apenas as florestas com 15 anos e uma floresta madura (FMP1) apresentaram um padrão constante, com os maiores valores para cátions trocáveis (Ca, Mg), SB, CTC_{ef} e CTC_{pot} em relação as FGA e FGI. As FPAs com 10, 50 e 80 anos apresentaram valores significativamente maiores para a maioria dos seus atributos químicos do solo em relação às FPs e/ou FPIs (Tabela 2 e 3). A textura do solo variou entre os três tipos de impactos florestais. Nas FPs 75%, das amostras apresentaram textura franco siltosas e 25% franco arenosas, as FPAs apresentaram 85% de suas amostras textura franca e 15% franco arenosas e as FPIs revelaram que 66% das áreas foram franco arenosas e outras 16% franco siltosas e 16,6% textura franca (Fig. 2).

Florística

Os resultados do EMNM para a densidade das espécies em todos os estandes não revelaram nenhum agrupamento consiso de florestas que poderiam diferir entre si através de suas espécies nos diferentes níveis de impacto. No geral, a dissimilaridade entre as florestas foi baixa. Apenas o eixo 2 da ordenação demonstrou certo agrupamento das florestas secundárias, na parte negativa, e as florestas antigas e maduras, na parte positiva do eixo (Fig. 3). Quando agrupado a flora em estágios de desenvolvimento, pode se identificar as diferenças na composição florística entre as florestas preservadas e entre os níveis de impacto durante a fase de exclusão competitiva, onde apresentaram maior variabilidade no eixo 1 da ordenação. As demais fases de

desenvolvimento e intensidades de pastoreio demonstraram ser semelhantes quanto à composição e densidade de suas populações arbóreas (Fig. 4).

Nos grupos das florestas maduras preservadas destacaram-se as grandes populações de *A. concolor*, *S. bonplandii* e *E. rostrifolia*, que também ocorreram nas florestas com impacto, porém em menor densidade. Além disso, a presença de espécies singulares como *A. leiocarpa* e *T. catigua* ajudaram a separar esse grupo das florestas maduras com impacto (FPI e FPA). Na fase de transição demográfica, *C. vernalis*, *T. elegans*, *A. concolor* e *S. bonplandii* foram as populações mais numerosas nas florestas preservadas em relação as FPI e FPA e, por isso, sua composição florística foi similar às florestas maduras preservadas. Essa relação foi expressa na proximidade dessas duas no eixo da ordenação (Fig. 4). Na fase de exclusão competitiva as FPs, FPAs e FPIs apresentaram fortes diferenças florísticas representadas no eixo 1 da ordenação (Fig. 4). As florestas preservadas apresentaram grandes populações de *C. vernalis*, *N. megapotamica*, *M. paraguariensis*, *C. canjerana* e *F. luschnathiana* (ANEXO 1), enquanto que as florestas com pastoreio abandonado destacaram as populações de *H. apiculata*, *H. dulcis*, *L. divaricata* e *A. edulis* e as FPIs predominaram *B. caudata*, *C. silvestris*, *M. frondosus*, *P. rigida* e *Strichnus brasiliensis* (ANEXO 1).

As análises por grupos funcionais nas fases de desenvolvimento da floresta revelaram as diferenças mais relevantes na composição das espécies para os três níveis de impacto. Na fase de iniciação, as FPIs apresentaram apenas maiores proporções de indivíduos de espécies secundárias tardias, em relação às FPAs e FPS. Na fase de exclusão competitiva, predominaram as espécies secundárias iniciais seguidas das pioneiras e secundárias tardias, nos níveis de impacto (Fig. 5). Na fase de transição demográfica as espécies clímax apresentaram maiores proporções de indivíduos e nenhum registro de pioneiras nas FPIs em relação as FPAs e FPs. Entre as florestas maduras, as espécies climaxes predominam nas FPs e a composição é variável na FPIs (Fig. 5).

Para as síndromes de dispersão de sementes, houve maior predomínio de anemocóricas nas FPIs e FPAs em relação as FPs na fase de iniciação. Na fase de exclusão competitiva, as FPIs e FPs predominaram as zoocóricas seguidas de anemocóricas e apenas as FPAs apresentaram o inverso. Na fase de transição, houve a repetição da mesma tendência da fase anterior, com a diferença de pequena participação de espécies autocóricas nos três níveis de impacto. Nas florestas maduras, predominaram os indivíduos zoocóricos em todas as florestas, no entanto, as FPs apresentaram maior participação de autocóricos em relação às FPIs e FPAs, que por sua vez, apresentaram maiores proporções de indivíduos anemocóricos (Fig. 5).

Para as formas de vida no estrato vertical, houve pouca diferença entre os níveis de impacto e fases de desenvolvimento. Predominaram as espécies do dossel seguidas das espécies do sub-bosque e das emergentes. Apenas na fase de estado estável as FPs apresentaram a grande predominância de indivíduos do sub-bosque o que não ocorreu nas FPIs e FPAs que mantiveram o predomínio das espécies de dossel (Fig. 5).

Estrutura

Dos 130 casos comparativos entre as florestas com diferentes níveis de impacto (10 idades e 13 variáveis estruturais da vegetação), em 44% do total não foi observado diferenças significativas entre os atributos estruturais (Fig. 6, Tabelas 4 e 5). Os atributos estruturais que menos contribuíram para distinguir os níveis de impacto foram AB (nove idades), DAPmáx. (oito idades), DAP médio, mortas (seis idades), lianas e Alt. Máx. (cinco idades) (Fig. 6). Assim, as diferenças significativas entre os níveis de impacto das florestas foram registrados para pouco mais da metade dos casos comparativos avaliados. A densidade de plantas (cinco idades) foi o atributo que mais vezes apresentou aumento significativo para as FPAs em relação as demais florestas. O número máximo de fustes por indivíduos (TotRam), a densidade de indivíduos que ramificaram abaixo de 1m (quatro áreas) e a altura da primeira ramificação (três áreas) foram os atributos que mais vezes apresentaram aumento significativo para as florestas, com impacto em relação as demais florestas (Fig. 6). As FPIs apresentaram 38 casos comparativos, onde diminuíram significativamente seus atributos estruturais, e 20 casos comparativos, onde aumentaram significativamente seus atributos em relação as FPs e/ou FPAs. As FPAs apresentaram valores significativamente menores em 13 casos e significativamente maiores em 16 casos, em relação às FPIs e/ou FPs. Por fim, as FPs apresentaram 19 casos, onde os seus atributos aumentaram significativamente e 15 casos, onde diminuíram significativamente em relação as demais florestas (Tabelas 4 e 5).

A análise dos níveis de impacto demonstrou poucos padrões de mudanças constantes dos atributos dentro das diferentes idades de floresta. As idades de florestas que menos apresentaram diferenças estruturais foram os estandes com 50 anos (10 atributos), 40 anos (nove atributos), 80 anos (oito atributos estruturais) e 60 anos (sete atributos) (Tabelas 4 e 5). Nas florestas com aproximadamente 10 anos de idade, ocorreu aumento significativo para a maioria dos atributos estruturais (exceto número de mortas), para a floresta com gado abandonado em relação às demais. As florestas com 15 anos e submetidas ao impacto do pastoreio apresentaram valores significativamente menores para as alturas e os diâmetros (valores médios e máximos) e os maiores valores para AltRam, TotRam e MáxNRam em relação as demais florestas (Tabelas 4 e 5).

As FPI com 20 anos de idade demonstraram um decréscimo significativo para AltMáx., Alt.méd., Alt.Ram., e aumento para TotRam, MáxNRam., Ram<1m e lianas, em relação às outras florestas. As duas FPIs com 30 anos apresentaram apenas menor densidade de indivíduos, em relação às duas FPs,. A grande variabilidade estrutural existente entre essas duas florestas não demonstrou diferenças em relação a outras florestas. No entanto, a F30PI1 apresentou decréscimo significativo para densidade, riqueza de espécies e número de perfilhos as FPAs e FPs nessa mesma idade. Como mencionado anteriormente, as florestas com 40, 50 e 60 anos apresentaram poucas diferenças significativas para os atributos estruturais. A FPI com 70 anos apresentou maiores valores para AltRam e Alt.méd. e menores valores para densidade, TotRam, MaxNRam, Ram<1m e lianas em relação a uma floresta preservada (Tabelas 4 e 5).

A densidade e a altura média foram menores e o DAP médio e o MaxNRam foram maiores nas FPIs relação as demais florestas com idade de 80 anos. Entre as florestas maduras, as principais diferenças ocorreram entre a FPA em relação as outras áreas florestais, onde foi registrado os menores valores para densidade, riqueza, altura máxima e total de fustes e maiores valores para altura média e DAP médio em relação às demais florestas. As FPIs apresentaram apenas menores valores para a densidade de plantas em relação as FPs e FPA (Tabelas 4 e 5).

DISCUSSÃO

Solo

As florestas com pastoreio apresentaram valores significativamente baixos para vários atributos químicos (Ca, Mg, K, CTCef, SB, N, pH, H+Al) e elevados para o Al, Al%, sódio e de teores de areia, em relação às florestas com exclusão de gado por 10 anos e florestas preservadas. Resultados um pouco divergente foi registrado por Alvarez-Yépez et al. (2008) avaliando a camada superficial de solos (0-10cm) em florestas tropicais secas de idades antigas e com níveis baixo, moderado e intenso de pastoreio, no México. Os autores não encontraram diferenças significativas no pH, P e textura (arenosa) e aumento significativo para N%, CTC, C% em florestas de impacto moderado em relação as florestas com impacto intenso. Porém, resultados similares ao presente estudo foram registrados por Li et al. (2011), que avaliaram as características físicas e químicas dos solos em campos arenosos, com pastoreio contínuo e com abandono de pastoreio, durante oito anos no norte da China. Esses autores demonstraram que o abandono acarretou no aumento de C, N, K, Mg, CTC e o conteúdo de partículas finas (silte+argila), na superfície (0-20cm) do solo.

Os solos sob uma estepe com diferentes intensidade de pastoreio por bovino e caprino (com impacto, sem pastoreio por oito anos e sem pastoreio por 20 anos), na região do Chaco da Argentina, foram avaliadas por Abril e Blucher (1999) e demonstraram que a MO diminuiu e a salinidade aumentou com o aumento da intensidade de pastoreio. O N foi maior no sítio mais preservado e a granulometria aumentou seguindo o gradiente de abandono do pastoreio. Os autores demonstraram que oito anos de abandono não foi tempo suficiente para recuperar as características do solo. Hiernaux et al. (1999) demonstraram decréscimo de pH, C e N do solo em quatro anos de pastoreio por ovelhas, em solos arenosos, na Nigéria.

Ao contrário desse estudo alguns relatos demonstraram semelhanças no solo em sítios com diferentes níveis de impacto. Toniato e Oliveira-Filho (2004) avaliaram as características químicas e granulométricas (12 atributos) da camada superficial de solos arenosos de uma floresta estacional com pastoreio ocasional e intenso em dois trechos de florestas maduras e dois trechos de florestas secundárias com 40 anos de idade. Os autores encontraram mais diferenças no solo (química) entre as idades do que entre os níveis de impacto, onde apenas o Ca diminuiu significativamente entre as florestas maduras com impacto severo em relação à floresta com impacto ocasional.

As causas das divergências entre os os teores dos nutrientes em diferentes níveis de impacto por pastoreio remete à condição de que nem sempre esse é o principal e o único fator de mudança nos atributos do solo. Existem vários processos complexos de dinâmica de armazenamento e liberação de nutrientes no solo envolvidos como os próprios elementos na solução, os processos pedogenéticos, o tipo de vegetação, as espécies predominantes, a sazonalidade climática, as atividades antrópicas entre outros (Belsky e Blumenthal 1997; Schoenholtz et al. 2000). A absorção de nutrientes do solo mineral é um dos principais reguladores do crescimento florestal embora outras fontes externas são reconhecidas como aporte ou retenção de nutrientes no solo (Schoenholtz et al. 2000).

No caso desse estudo, a alteração da textura franco siltosa (FPs) ou franco (FPAs) para franco arenosa (FPIs) foi acompanhada pela diminuição da fertilidade desses solos. Geralmente no RPM, as florestas secundárias e primárias preservadas (sem perturbação) predominam solos franco-siltoso (Kilca, 2014). O pisoteio bovino frequente e intenso na camada superficial dos solos nas FPIs podem ter favorecido a lixiviação superficial das partículas finas do solo ocasionando em solos com maiores teores de areia. Os solos com maior percentual de areia em sua composição granulométrica apresentam uma baixa capacidade de reter nutrientes nos solos para as plantas (Brady e Weil, 2002) e são mais susceptíveis à compactação. A menor fertilidade nos solos

das FPIs em relação as FPAs e FPs também podem ter relação com a menor quantidade de serapilheira no chão da floresta que geralmente é registrada para os sítios com impacto de pastoreio bovino em relação às áreas abandonadas e preservadas (Patric e Helvey 1986; Belsky e Blumenthal 1997; Kilca 2014). O efeito do aporte de nutrientes (Ca, Mg, N) via defecação nos solos das FPIs pode ser descartado ou não significativo. A concentração de fezes tem sido registrada em locais específicos de descanso e dessedentação dos animais e não uniformemente distribuídos nas áreas florestais pastoreadas (Hirata et al. 2009).

Por fim, é importante algumas considerações quanto à validade dos indicadores químicos e texturais dos solos florestais sob diferentes intensidades de pastoreio. Raramente se observa uma relação direta e unidimensional entre função do solo-indicador, geralmente uma dada função do solo pode estar relacionada com vários indicadores (Schoenholtz et al. 2000). Os nutrientes do solo Ca, Mg, K, N, além de SB e CTC_{ef}, foram considerados bons indicadores da qualidade do solo para avaliar diferenças nos sistemas de manejo de pastagens na Nova Zelândia e da qualidade básica do solo de modo geral (Schoenholtz et al. 2000). Nesse estudo os mesmos indicadores foram eficientes para diferenciar os níveis de impacto por pastoreio bovino. Embora o pH também seja considerado um indicador da qualidade do solo e da acidez junto com Al% (Schoenholtz et al. 2000) os dois atributos registraram para as PIs valores que podem diferenciar das FPAs e FPs. No entanto, esses valores ainda podem ser considerados aceitáveis para manter as atividades químicas e biológicas para o crescimento das plantas (Brady e Weill 2002).

Flora

A relação das espécies com as maiores densidades, nas diferentes fases de desenvolvimento da floresta e em diferentes níveis de impacto (ANEXO), compreendem em sua maioria (66%) a lista das 10 espécies mais densas na Floresta Estacional do Rio Grande do Sul (Kilca e Longhi 2011a). Dessa forma, as análises florísticas realizadas representam bem um conjunto das espécies mais importantes fisionomicamente para as florestas do RPM.

Segundo Frelich (2002), se um estande sofre uma série de distúrbios com diferentes níveis de intensidade, a composição florística mudará porque é impossível que uma espécie seja hábil para se reproduzir na mesma proporção sobre uma série de distúrbios. Nas análises florísticas realizadas, o impacto do pastoreio bovino apresentou poucas mudanças florísticas (espécies mais representativas), em nível de estande, sendo as mudanças notáveis apenas quando agrupados dados das florestas em suas fases de desenvolvimento.

O impacto do pastoreio em uma dada espécie pode ser elevado quando essa for claramente palatável e disponível, caso contrário outra espécie de similar ou melhor palatabilidade poderá a substituir como fonte de alimento (Vesk e Westoby 2001). Além disso, a resposta das espécies a diferentes níveis de pastoreio não é linear para o aumento ou diminuição da abundância da espécie, geralmente ocorre um primeiro aumento, depois um em um nível intermediário e diminui em altas intensidades de pastoreio (Vesk e Westoby 2001). Essa pode ser uma provável explicação para os padrões de mudanças florísticas registrado nesse estudo. As florestas maduras geralmente apresentam menor diversidade no sub-bosque (espécies adaptadas à condição de pouca luminosidade), mas maior uniformidade florística com elevadas populações de *A. concolor* e *S. bonplandii* (Kilca 2014; ANEXO). Nessa situação de escassez na disponibilidade de outros recursos, o impacto do pastoreio pode gerar o declínio dessas populações no sub-bosque em nível de estande e em nível regional. Primeiramente, as espécies de maior palatabilidade (*A. concolor*) teriam suas populações reduzidas primeiro e posteriormente as espécies de baixa palatabilidade (*S. bonplandii* - Anexo). A fase de exclusão competitiva geralmente apresenta maior diversidade e abundância de plantas em relação as outras fases de desenvolvimento florestal (Kilca 2014). Essa elevada diversidade de espécies ocorrentes na fase de exclusão competitiva pode aumentar a gama de espécies com níveis variáveis de palatabilidade e valores nutritivos fornecendo uma diversidade de opções de alimento ao gado. Essa diversidade de opções não acarretaria em mudanças direcionais de aumento ou decréscimo na densidade de uma espécie preferencial e sim picos de aumento e decréscimo na densidade de várias espécies, em diferentes estandes. Assim, os padrões de mudanças somente puderam emergir agrupando dados de várias florestas.

Vesk e Westoby (2001) demonstraram que ocorre uma elevada inconsistência nas respostas das plantas herbáceas, para diferentes níveis de intensidade de pastoreio que estariam relacionadas à uma complexidade de fatores que muitas vezes impede uma resposta precisa do aumento ou declínio das populações, para a maioria das espécies submetidas ao pastoreio. Essa dificuldade de obter a resposta das espécies frente ao pastoreio pode estar relacionado a falta de padrão florístico encontrado nesse estudo para as espécies arbóreas na maioria dos casos (análises por estande e por fases de desenvolvimento). Assim, outros fatores como o efeito não-linear do caminhar do gado, as diferentes biológicas das espécies vegetais e a sua condição de adaptação ao impacto, a palatabilidade e o valor nutritivos dessas espécies, as variações no ambiente físico, entre outros, podem influenciar a magnitude o impacto do gado nas espécies florestais (Tasker e Bradstock 2006). Soma-se a isso o fato de que a maioria das espécies tropicais estão adaptadas ao distúrbio sendo essa uma característica evolutiva determinante para a sua sobrevivência (Frelich 2002).

Locais com grande distúrbios tendem a ser ocupados por espécies intolerantes à sombra e espécies pioneiras, enquanto locais com baixo distúrbio seriam ocupados por tolerantes à sombra e secundárias tardias (Frelich 2002). O favorecimento de espécies pioneiras e secundárias iniciais nas florestas maduras, com impacto do pastoreio, se deve a maior luminosidade no chão da floresta, proporcionado pela abertura da copa e pela menor área foliar no subosque, proporcionado pelas baixas alturas e densidades de indivíduos em sítios impactados pelo pastoreio (Hiernaux et al. 1999; McEvoy et al. 2006). Toniato e Oliveira-Filho (2004) registraram essa mesma tendência comparando florestas de mesma idade (40 anos e floresta madura) com pastoreio ocasional e intenso. Neste estudo observou-se essa premissa apenas nas florestas maduras, onde as espécies de subosque tolerantes à sombra (*A. concolor* e *S. bonplandii*) nas FPs foram substituídas por espécies de dossel, pioneiras e secundárias iniciais, nas FPAs e FPI.

Toniato e Oliveira-Filho (2004) registraram que a zoocoria foi a síndrome mais comum em florestas de 40 anos e florestas maduras com pastoreio intenso por gado enquanto que a anemocoria ocorreu nas florestas com pastoreio ocasional. Resultados divergentes foram registrados neste estudo, na maioria dos casos. No entanto, a zoocoria foi elevada apenas nas florestas maduras com impacto (FPIs e FPAs) em relação às florestas preservadas (FPs) (Fig. 5). Kilca e Longhi (2011b) constataram fortes mudanças nos grupos funcionais em florestas preservadas nas fases de exclusão competitiva, transição demográfica e estado estável. As espécies do dossel diminuíram sua densidade enquanto que as espécies do sub-bosque aumentaram com o avanço da idade. Da mesma forma, houve a predominância de autocóricas no sub-bosque das florestas maduras, em relação a zoocoria nas florestas secundárias. Esses mesmos padrões foram registrados nesse estudo para as florestas preservadas.

As poucas diferenças demonstradas nesse estudo para a composição de espécies entre florestas nos diferentes níveis de pastoreio também refletem o critério de amostragem adotado. Segundo McEvoy et al. (2006), árvores, arbustos e lianas não podem ser considerados bons indicadores do impacto do pastoreio bovino em ambientes florestais. Os autores recomendaram as espécies herbáceas (pteridófitas, gramíneas, espécies ruderais), que vivem do chão da floresta, como os melhores indicadores. Outros autores recomendam a análise do componente regenerativo arbóreo ao invés das árvores adultas (Sampaio e Guarino, 2007). Por isso, os resultados e as conclusões aqui apresentadas sobre o impacto na vegetação estão limitadas às árvores com idades jovens e adultas.

Deve-se sempre considerar as mudanças da vegetação devido a frequência e a intensidade dos distúrbios. Às vezes são esperadas grandes mudanças na vegetação, e ocorrem poucas ou nenhuma, e outras vezes ocorre o contrário (Frelich 2002). Nesse estudo, pouco mais que a metade das análises comparativas demonstraram diferenças estruturais nas florestas entre os três níveis de impacto por pastoreio bovino e, por isso, os resultados devem ser interpretados com cautela. As maiores diferenças foram registradas nas florestas com impacto, em relação às florestas abandonadas e preservadas, sendo que essas duas apresentaram muitas vezes a estrutura similar. Além disso, houve diferentes padrões de variação estrutural para faixas de idades de floresta ou fases de desenvolvimento.

As florestas com 10 anos de idade diferiram muito sua estrutura para a maioria dos seus atributos devido o fato da floresta ter sofrido forte invasão da espécie exótica *H. dulcis* durante e após o abandono do pastoreio. Essa espécie de crescimento rápido, é uma potente invasora no sul do Brasil (Zinner e Ziller 2011) e sua grande densidade no estande aumentou significativamente o valor de vários atributos estruturais, em relação às áreas preservadas e com impacto.

As florestas jovens (15 a 30 anos) que representam a fase de exclusão competitiva e as florestas maduras (fase de crescimento tardio) registraram as maiores diferenças estruturais entre os três níveis de impacto. As maiores diferenças ocorreram nas florestas de 15 a 20 anos, com pastoreio, que não apresentaram diferenças quanto ao número de indivíduos amostrados, mas aumentaram significativamente o total de caules no estande, o número de perfilhos por indivíduo e o número de indivíduos que se ramificam abaixo de 1m de altura. Essas florestas também registraram menores alturas (máxima, média, da primeira ramificação), em relação às florestas preservadas e com abandono do gado. As florestas maduras com pastoreio apresentaram menor densidade e total de fustes no estande em relação às floresta preservadas.

A grande semelhança estrutural entre as florestas de 50, 60 e 80 anos registrada nesse estudo pode ter relação com suas topografias, pois todas estão localizadas em áreas declivosas. As atividades de pastoreio tendem a se concentrar em áreas menos declivosas e acessíveis da paisagem e em espécies mais palatáveis (Tasker e Brastock 2006). Assim, áreas com menor frequência de pastoreio bovino acarretam em menores danos à vegetação o que, conseqüentemente, aumenta sua capacidade de recuperação e semelhança com sítios não perturbados.

A maior proporção de indivíduos com caules múltiplos podem estar relacionado com a adaptação da planta a sobreviver sob o ambiente com pastoreio bovino (Zamorano-Elgueta et al. 2012) e na regeneração natural das florestas neotropicais (Guariguata e Ostertag 2000). A planta originada por rebrotamento já possui um sistema radicular estabelecido, para aquisição e armazenamento de recursos (nutriente e água), o que facilita o seu restabelecimento em casos de danos mecânicos devido ao pastoreio. Na Floresta Atlântica no Brasil, Simões e Marques (2007), registraram poucos indivíduos com a estratégia de rebrote (6,3% do total), sendo que a maioria eram espécies secundárias e ocorriam em áreas após distúrbio (florestas de idades com 21 e 34 anos), em relação às florestas antigas (59 anos).

Os atributos estruturais como a densidade de plantas e outros relacionados com padrões de ramificação das plantas (TotRam, MaxNRam, AltRam e Ram<1m) foram os melhores indicadores para detectar florestas com impacto por pastoreio. Álvarez-Yépez et al. (2008) compararam o componente arbóreo (> 2cm DAP) em florestas tropicais secas de idades antigas com níveis baixo, moderado e intenso de pastoreio e não encontraram diferenças significativas na densidade, número de mortas, altura média e altura máxima. Apenas as florestas com distúrbios moderados apresentaram maior biomassa que as demais florestas e um maior número de indivíduos com múltiplos caules foi registrado nas florestas impactadas pelo gado. Toniato e Oliveira-Filho (2004) não registraram diferenças estruturais para o componente arbóreo (>5cm DAP) entre duas florestas secundárias (40 anos) e duas florestas maduras com baixa e alta intensidade de pastoreio bovino, para os atributos densidade, área basal, alturas média e máxima, diâmetros médio e máximo do caule, número de árvores mortas e número de lianas. Houve apenas a diminuição significativa de lianas na floresta secundária com pastoreio intenso em relação à floresta com pastoreio ocasional. Em uma floresta chaquenha argentina, Tálamo et al. (2009) não registraram diferenças estruturais para os atributos riqueza, densidade de plantas e área basal entre florestas secundária com pastoreio e uma floresta primária sem pastoreio.

Esses resultados indicam que, assim como a composição florística, o pastoreio bovino pouco afeta a estrutura do componente arbóreo já estabelecido (considerando pouca carga animal no local) e sim o componente arbóreo regenerativo e no herbáceo do subosque florestal por mudanças na densidade, riqueza ou até porte de espécies (Belsy e Blumenthal 1997; Taskey e Bradstock 2006; Relva e Veblen 1998; Sampaio e Guarino 2007; Zamorano-Elgueta et al. 2012; Sullivan et al, 2012).

CONCLUSÃO

Organismos internacionais têm chamado a atenção para a gestão dos recursos florestais em bases sustentáveis que tem a sua expressão no uso de indicadores que apontem para a melhoria temporal da qualidade do solo, da vegetação e outras funções do ecossistema, como critério de sustentabilidade (Schoenholtz et al. 2000). A maior magnitude de impacto bovino no ecossistema florestal foi demonstrado nos solos onde houve um aumento significativo na granulometria (areia) e a perda da fertilidade do solo (SB, CTC_{ef}, CTC_{pot}, Ca e Mg), em relação às florestas preservadas e aquelas onde foram excluídas o pastoreio por uma década. Com menor magnitude, o impacto do pastoreio bovino foi registrado para a vegetação arbórea, provavelmente devido ao critério de inclusão das plantas. Tanto a participação das espécies mais densas como a estrutura no geral apresentaram mudanças na fase de exclusão competitiva (florestas com 15 a 30 anos) e nas florestas de crescimento tardio ou estável (florestas maduras). Para as FPI, durante a fase de exclusão competitiva houve grande substituição de espécies do sobosque, subdossel e dossel e aumento geral do número de caules múltiplos, do número de plantas com ramificação abaixo de 1m e da altura da primeira ramificação. Nas florestas maduras (FPs), houve maior densidade de plantas e menores riqueza de espécies e número de perfilhos dos indivíduos, além da drástica diminuição das populações do sub-bosque. Esses foram alguns dos melhores indicadores para detectar florestas com impacto por pastoreio bovino, em relação à florestas com abandono do gado e de florestas preservadas. Os impactos causados por décadas de atividade de pastoreio em áreas florestais podem ser minimizados ou recuperados em uma década de abandono da área se for mantida sem intervenção antrópica. O abandono pode ser uma técnica eficiente e de baixo custo para recuperação de florestas degradadas pela atividade de pastoreio bovino, no entanto, pode não ser eficiente para recuperar as áreas de florestas originadas do pastoreio que apresentam grande invasão de espécies exóticas.

Agradecimentos

Este projeto foi financiado pelo Programa Universal do CNPq (n. 477409/2010-5) e recebeu bolsa de doutorado pela CAPES ao primeiro autor. Agradecimento especial à SEMA, CORSAN (em especial ao Sr. Roberto B. Cavalheiro) e ao Sr. Vanderlei Mezzomo, Sr. Amaral, Sr. Noal por concederem a pesquisa em suas propriedades.

REFERÊNCIAS

Abril A, Bucher EH (1999) The effects of overgrazing on soil microbial community and fertility in the dry savannas of Argentina. *Appl Soil Ecol* 12: 159–167.

Abril A, Barttfelda P, Bucherb EH (2005) The effect of fire and overgrazing disturbs on soil carbon balance in the Dry Chaco forest. *For Ecol Manage* 206: 399–405.

Álvarez-Yépiz JC, Martínez-Yrizar A, Búrquez A, Lindquist C (2006) Variation in vegetation structure and soil properties related to land use history of old-growth and secondary tropical dry forests in northwestern Mexico. *For Ecol Manage* 256:355–366.

Belsky AJ, Blumenthal DM (1997) Effects of Livestock Grazing on Stand Dynamics and Soils in Upland Forests of the Interior West. *Cons Biol* 11(2): 315–327.

Brady N, Weil R (2002) *The Nature and Properties of Soils*, 13th Ed. Prentice Hall, New Jersey.

Clary WP, Kinney JW (2002) Streambank and vegetation response to simulated cattle grazing. *Wetlands* 22:139–148.

Di Bitetti MS, Placci G, Dietz LA (2003) A biodiversity vision for the upper Parana Atlantic Forest ecoregion: designing a biodiversity conservation landscape and setting priorities for conservation action. Washington, DC, World Wildlife Fund.

Ellison L (1960) Influence of grazing on plant succession of rangelands. *The Botanical Review* 26:1-78.

Embrapa (Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária). 1997. *Manual de métodos de análises de solo*. 2.ed. Ministério da Agricultura e do Abastecimento, Rio de Janeiro.

Ferraz ET, Roberti DR (2011) Padrões climáticos na região do extremo sul do Planalto Meridional brasileiro. In: Schumacher, MV et al. (Orgs.). *A Floresta Estacional Subtropical: caracterização e ecologia no rebordo do Planalto Meridional*. Palloti, Santa Maria, pp 09-20.

Fleischner L (1994) Ecological costs of livestock grazing in western North America. *Conservation Biology* 8:629–644.

Frelich LE (2002) *Forest Dynamics and Disturbance Regimes: Studies from Temperate Evergreen-Deciduous Forest*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.

Guariguata MR, Ostertag R (2001) Neotropical secondary forest succession: chances in structural and functional characteristics. *For Ecol Manage* 148:185-206.

Heitschmidt RK, Stuth JW (1991) *Grazing Management: An Ecological Perspective*. Timber Press, Portland, Oregon.

Hiernaux P, Biélers CH, Valentin C et al. (1999) Effects of livestock grazing on physical and chemical properties of sandy soils in Sahelian rangelands. *J Arid Environ* 41:231–245.

Hirata M, Hasegawa N, Nomura M et al. (2009) Deposition and decomposition of cattle dung in forest grazing in southern Kyushu, Japan. *Ecol Res* 24: 119–125.

IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística) (2012) *Manual Técnico da Vegetação Brasileira*. Rio de Janeiro, IBGE. http://geofp.ibge.gov.br/documentos/recursos_naturais/manuais_tecnicos/manual_tecnico_vegetacao_brasileira.pdf. Acessado em 03 jan 2013.

Jorritsma, ITM, van Hees AFM, Mohren GMJ (1999) Forest development in relation to ungulate grazing: a modeling approach. *For Ecol Manage* 120:23-34.

Kay BD, Angers DA (1999) Soil Structure. In *Handbook of Soil Science*. Sumner, ME (Ed.). CRC Press, Boca Raton, pp 229-276.

Kilca RV, Longhi SJ (2011a) A composição florística e a estrutura das florestas estacionais subtropicais secundárias nas escarpas do Planalto Meridional do Rio Grande do Sul. In: Schumacher MV et al. (Orgs). *A Floresta Estacional Subtropical: caracterização e ecologia no rebordo do Planalto Meridional*. Palloti, Santa Maria, pp 55-83.

Kilca, R.V., Longhi, S.J., (2011b) A regeneração natural e a sucessão da floresta subtropical estacional condicionada por diferentes tipos de distúrbios: um estudo de caso. . In: Schumacher MV et al. (Orgs). *A Floresta Estacional Subtropical: caracterização e ecologia no rebordo do Planalto Meridional*. Palloti, Santa Maria, pp 121-140.

Kilca RV (2014). *A sucessão secundária na floresta estacional subtropical do Rio Grande do Sul, Brasil*. Thesis, Universidade Federal de Santa Maria.

Levy GJ (1999) Sodicity. In: *Handbook of Soil Science*. Sumner, ME (Ed.). CRC Press, Boca Raton, pp G27-G63.

- Li Y, Zhao H, Zhao X et al (2011) Effects of grazing and livestock exclusion on soil physical and chemical properties in desertified sandy grassland, Inner Mongolia, northern China. *Environ Earth Sci* 63:771–783.
- McElhinny C, Gibbons P, Brack C et al (2005) Forest and woodland stand structural complexity: its definition and measurement. *For Ecol Manage* 218:1–24.
- McEvoy PM, Flexen M, McAdam, JH (2006) The effects of livestock grazing on ground flora in broadleaf woodlands in Northern Ireland. *For Ecol Manage* 225:39–50.
- Moreno JA (1961) O clima do Rio Grande do Sul. Secretaria da Agricultura do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.
- Müller-Dombois D, Ellenberg H (1974) Aims and methods of vegetation ecology. John Wiley & Sons, New York.
- Oliver CD, Larson BC (1990) *Forest Stand Dynamics*. McGraw-Hill, New York.
- Pandy R (2011) Forestry's contribution to livestock feed in Uttarakhand, India: a quantitative assessment of volume and economic value. *Fol Forest Pol* 53 (2):156–168.
- Patric JH, Helvey JD (1986) Some Effects of Grazing on Soil and Water in the Eastern Forest. Northeastern Forest Experiment Station. UDA-FS, Broomall.
- Pedron FA, Azevedo AC, Dalmolin RSD, Sturmer SLK, Menezes FP (2009) Morfologia e classificação taxonômica de Neossolos e saptrolitos derivados de rochas vulcânicas da Formação Serra Geral no Rio Grande no Sul. *Rev Bras Ci Solo* 33:119-128.
- Pedron, FA, Azevedo AC, Dalmolin RSD (2011) Solos da região do rebordo do Planalto Meridional no Rio Grande do Sul. In Schumacher MV et al (Orgs) *A Floresta Estacional Subtropical: caracterização e ecologia no rebordo do Planalto Meridional*. Palloti, Santa Maria, pp 33-51.
- Van der Pijl L (1982) *Principles of dispersal in higher plants*. 3rd ed. Springer Verlag, New York.
- Pillar VP, Müller SC, Castilhos ZMS, Jacques V (Orgs.) 2009 *Campos sulinos: conservação e uso sustentável da biodiversidade*. MMA, Brasília.
- Plachter H, Hampicke U (2010) *Large-scale Livestock Grazing: A Management Tool for Nature Conservation*. Springer, Berlin.

Pretzsch H (2009) *Forest Dynamics, Growth and Yield*. Springer Verlag, Berlin.

Relva MA, Veblen TT (1998) Impacts of introduced large herbivores on *Austrocedrus chilensis* forests in northern Patagonia, Argentina. *For Ecol Manage* 108:27–40.

Robaina LES, Cristo SSV, Trentin R (2011) Considerações geológicas e geomorfológicas sobre o rebordo do Planalto no Rio Grande do Sul. In Schumacher MV et al (Orgs.) *A Floresta Estacional Subtropical: caracterização e ecologia no rebordo do Planalto Meridional*. Palloti, Santa Maria, pp 21-32.

Rossato, MS (2011) *Os climas do Rio Grande do Sul: variabilidade tendências e tipologia*. Tese (Doutorado em Geografia) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, RS. 237 p.

Sartori PL (2009) Geologia e geomorfologia de Santa Maria. *Ciência e Ambiente* 38: 19-42.

Sampaio MB, Guarino ESG (2007) Efeitos do pastoreio de bovinos na estrutura populacional de plantas em fragmentos de floresta ombrófila mista. *Rev. Árvore* 31(6):1035-1046.

Schoenholtz SH, Van Miegroetb H, Burger JA (2000) A review of chemical and physical properties as indicators of forest soil quality: challenges and opportunities. *For Ecol Manage* 138:335-356.

Simões CG, Marques MCM (2007) The Role of Sprouts in the Restoration of Atlantic Rainforest in Southern Brazil. *Restoration Ecol* 15(1):53–59.

Soil Survey Staff. 1993. *Soil survey manual*. (Department of Agriculture Handbook n.18). Government Printing Office, Washington DC.

Sullivan TP, Sullivan DS, Lindgren PMF (2012) Influence of repeated fertilization and cattle grazing on forest ecosystems: Abundance and diversity of forest-floor small mammals. *For Ecol Manage* 277:180–195.

Spichiger R, Calange C, Bise B (2000) Geographical zonation in the Neotropical of tree species characteristic of the Paraguay-Paraná basin. *J. Biogeog.* 31: 1489-1501

Tasker, EM, Bradstock RA (2006) Influence of cattle grazing practices on forest understorey structure in north-eastern New South Wales. *Austral Ecol* 31:490–502.

Toniato MTZ, Oliveira-Filho AT (2004) Variations in tree community composition and structure in a fragment of tropical semideciduous forest in southeastern Brazil related to different human disturbance histories. *For Ecol Manage* 198: 319-339.

Uytvanck JV, Hoffmann M (2009) Impact of grazing management with large herbivores on forest ground flora and bramble understorey. *Acta Oecologica* 35:523–532.

Vesk PA, Westoby M (2001) Predicting plant species' responses to grazing. *J Appl Ecol* 38:897–909.

Zamorano-Elgueta C, Cayuela L, González-Espinosa M et al (2012) Impacts of cattle on the South American temperate forests: Challenges for the conservation of the endangered monkey puzzle tree (*Araucaria araucana*) in Chile. *Biol Cons* 152:110–118.

Zenni, RD, Ziller SR (2011) An overview of invasive plants in Brazil. *Rev Brasil Bot* 34(3): 431-446.

Tabela 1. Idades, características ambientais e localidades das 34 florestas em diferentes níveis de impacto por pastoreio na região central do rebordo do Planalto Meridional do Rio Grande do Sul, sul do Brasil.

Idades/impacto	Análises	Paisagem	Decl.	Alt.	Municípios
5-10 anos					
A. 10PI	S, F, E	Patamares	PL	211m	Silveira Martins
B. 10PA	S, F, E	Encostas	SO	291m	Santa Maria
C. 5P	S, F, E	Patamares	SO	213m	Silveira Martins
15 anos					
A. 15PI	S, F, E	Encostas	SO	253m	Silveira Martins
B. 15PA	S, F, E	Encostas	SO	222m	Silveira Martins
C. 15P	S, F, E	Encostas	MO	253m	Silveira Martins
20 anos					
A. 20PI	S, F, E	Encostas	MO	340	Santa Maria
B. 20PA	S, F, E	Encostas	SO	293m	Santa Maria
C. 25P	S, F, E	Encostas	MO	231m	Silveira Martins
30 anos					
A. 30PI	S, F, E	Encostas	MO	229m	Silveira Martins
B. 30PI	S, F, E	Encostas	SO	221m	Silveira Martins
C. 30PA	S, F, E	Encostas	MO	207m	Santa Maria
D. 30PA	F, E	Encostas	MO		Silveira Martins
E. 30P	F, E	Encostas	MO	320m	Silveira Martins
F. 30P	S, F, E	Encostas	SO	142m	Santa Maria
40 anos					
A. 40PI	S, F, E	Encostas	MO	317m	Santa Maria
B. 40PI	F, E	Encostas	MO	217m	Santa Maria
C. 40P	S, F, E	Encostas	MO	186m	Santa Maria
50 anos					
A. 50PA	S, F, E	Encostas	MO	271m	Santa Maria
B. 50P	S, F, E	Encostas	MO	226m	Santa Maria
C. 50P	F, E	Encostas	FO	218m	
60 anos					
A. 60PI	F, E	Encostas	MO	235m	Silveira Martins
B. 60P	S, F, E	Encostas	MO	263m	Silveira Martins
70 anos					
A. 70PI	F, E	Encostas	MO	167m	Santa Maria
B. 70P	S, F, E	Escarpas	MO	132m	Agudo
80-90 anos					
A. 80PI	F, E	Encostas	SO	271m	Itaara
B. 80PA	S, F, E	Encostas	MO	225m	Santa Maria
C. 90P	S, F, E	Escarpas	MO	137m	Agudo
>100 anos					
A. FM1P	S, F, E	Sopé	SO	138m	Santa Maria
B. FMP2	F, E	Encostas	MO	237m	Santa Maria
C. FMP3	S, F, E	Topo	MO	425m	Itaara
D. FMPI1	S, F, E	Encostas	MO	232m	Silveira Martins
E. FMPI2	S, F, E	Topos	FO	391m	Itaara
F. FMPIA	S, F, E	Encostas	FO	352m	Santa Maria

Níveis de impacto: PI – florestas com impacto do pastoreio bovino, PA- florestas com pastoreio abandonadas, P- florestas preservadas sem pastoreio bovino. FM- Floresta madura de idade centenária. Análises realizadas no estande: S- solo, F- florística, Estrutura. Declividade (Decl.): S.O.- suave ondulado, F.O.- forte ondulado, MO- montanhoso. Altitude (Alt.).

Tabela 2. Valores de tendência central dos elementos químicos nos solos (0-15cm) em sete idades de florestas sob diferentes níveis de impacto por pastoreio bovino na floresta estacional subtropical no rebordo do Planalto Meridional, sul do Brasil.

Floresta	pH	Ca	Mg	K	Na	Al	H+Al
		Cmolc/kg					
		M±DP	M±DP	M±DP	M±DP	M±DP	M±DP
A. 10PI	4,9±0,2 ^{BC}	3,3±1 ^{BC}	1,2±0,4 ^{BC}	0,69±0,3 ^C	0,07±0,05 ^C	0,23±0,09	8±4,4 ^{BC}
B. 10PA	5,4±0,4 ^A	7,1±5 ^{AC}	4,1±2,3 ^{AC}	0,72±0,2 ^C	0,06±0,03	0,19±0,3	14,7±5,5 ^{AC}
C. 5P	5,67±0,5 ^A	0,37±0,1 ^{AB}	3±1,29 ^A	0,07±0,02 ^{AB}	0,06±0,01 ^A	0,11±0,05 ^{AB}	3,3±0,7 ^{AB}
	F=8,4	F=13,7	F=8,8	F=18,4	F=0,3	F=1,0	F=19,4
A. 15PA	5,8±0,1 ^B	0,3±0,2 ^{BC}	2,3±0,5 ^B	1±0,4 ^B	0,09±0,02 ^B	0,16±0,07 ^C	5,6±1,3 ^B
B. 15PI	5,6±0,1 ^A	1,6±0,27 ^{AC}	0,9±0,1 ^{AC}	0,6±0,2 ^A	0,04±0,01 ^A	0,1±0,04	3,2±0,3 ^{AC}
C. 15P	5,6±0,6	7,9±5,2 ^{AB}	3,3±2,5 ^B	0,8±0,3	0,06±0,02	0,09±0,05 ^A	5±2,3 ^B
	F=0,9	F=17,9	F=6,1	F=3,3	F=12,2	F=3,3	F=6
A. 20PA	5,2±0,2	6,1±1,3	4±1,1 ^C	0,1±0,03 ^{BC}	0,01±0,003 ^C	0,28±0,2 ^B	4,9±0,7 ^B
B. 20P	5,7±0,2 ^{AC}	5,5±2,8	3,6±1,3 ^C	0,9±0,5 ^A	0,24±0,4	0,05±0,06 ^{AC}	14,5±0,7 ^{AC}
C. 20PI	5,2±0,2	4±2,3	1±0,5 ^{AB}	0,7±0,4 ^A	0,07±0,02 ^A	0,4±0,3 ^B	5,7±1,1 ^B
	F=12,9	F=2,3	F=24,8	F=14,6	F=2,4	F=6	F=163,4
A. 30P	6,3±0,5	1,8±1,7 ^{BC}	4,2±0,8 ^{BC}	0,1±0,02 ^{BC}	0,04±0,03	0,08±0,03 ^B	2,7±0,8 ^C
B. 30PI	6,3±0,3	6,8±1 ^{AC}	2,8±0,3 ^{AC}	0,7±1,5 ^{AC}	0,04±0,008	0,17±0,06 ^{AC}	2,8±0,8 ^C
C. 30PA	5,9±0,4	10,3±2,5 ^{AB}	5,3±1,1 ^{AB}	0,3±0,1 ^{AB}	0,05±0,01	0,08±0,05 ^B	4,7±1 ^{AB}
	F=2,4	F=51	F=24,2	F=73,9	F=0,9	F=8,8	F=14,7
A. 50PA	6±0,2 ^B	8,5±1,6 ^B	3,2±0,7 ^B	0,2±0,08 ^B	0,06±0,01 ^B	0,07±0,03 ^B	3,1±0,6
B. 50P	5,5±0,3 ^A	0,8±0,2 ^A	1,8±0,5 ^A	0,05±0,07 ^A	0,005±0,004 ^A	0,15±0,04 ^A	2,3±0,5
	F=18,1	F=215,6	F=20,8	F=35	F=97,7	F=22,6	F=8,1
A. 80PA	5,7±0,3	9,7±3,8	4,7±1,1 ^B	0,6±0,3 ^B	0,3±0,4 ^B	0,05±0,06 ^B	16,7±4,2 ^B
B. 80P	5,6±0,3	1,6±0,7	2,6±0,8 ^A	0,08±0,03 ^A	0,03±0,02 ^A	0,2±0,15 ^A	3,3±1,1 ^A
	F=0,3	F=40,1	F=20,5	F=23,4	F=4,3	F=8	F=92,1
A.FMPA	5,7±0,5	7,6±2,7 ^D	3,2±0,9 ^D	0,6±0,3	0,04±0,02 ^E	0,25±0,21	5,4±1,47 ^B
B.FMPI1	5,8±1,7	5,5±2 ^D	2,8±1,3 ^D	0,47±0,1 ^E	0,03±0,01	0,15±0,04	2,3±0,4 ^{ACDE}
C.FMPI2	5,3±0,3 ^D	7,2±1,6 ^D	2,3±0,5 ^D	0,71±0,28 ^E	0,06±0,01 ^E	0,09±0,08	4,2±0,5 ^{BD}
D.FMP1	6±0,3 ^C	15±1,6 ^{ABCE}	5,3±0,8 ^{ABCE}	0,72±0,26 ^E	0,04±0,01 ^E	0,15±0,16	6,2±1 ^{BC}
E.FMP2	5,8±0,4	7±2,2 ^D	3,2±0,6 ^D	0,28±0,09 ^{BCD}	0,02±0,001 ^{ACD}	0,21±0,06	4,6±1,2 ^B
	F=4,3	F=31,5	F=15,9	F=6,4	F=10,1	F=2	F=21,1

PI - pastoreio intenso; PA- pastoreio abandonado; P- preservado. As letras maiúsculas indicam onde houveram diferença significativa (<0,05) de média entre as florestas.

Tabela 3. Valores de tendência central dos elementos químicos nos solos (0-15cm) em sete idades de florestas sob diferentes níveis de impacto por pastoreio bovino na floresta estacional subtropical no rebordo do Planalto Meridional, sul do Brasil.

Floresta			SB	CTCefe	CTCpot	V%	Al%
	N %	C %	Cmolc/kg				
	M±DP	M±DP	M±DP	M±DP	M±DP	M±DP	M±DP
A. 10PI	0,18±0,02 ^{BC}	1,6±0,2 ^C	5,3±1,6 ^B	5,6±1,5 ^B	13,4±5,6 ^B	43,5±10,8	4,5±2,3 ^B
B. 10PA	0,36±0,19 ^A	3,3±1,7	12,1±7,4 ^{AC}	12,3±7,5 ^{AC}	26,8±11,9 ^{AC}	42,6±11,5	1,3±1,6 ^{AC}
C. 8P	0,3±0,15 ^A	2,9±1,1 ^A	3,5±1,4 ^B	3,6±1,4 ^B	6,8±1,1 ^B	49,9±13,4	3,7±2,8 ^B
	F=3,9	F=5,4	F=10,1	F=9,9	F=17,5	F=1,1	F=5,1
A. 15PI	0,2±0,02	1,8±2,7	3,3±0,3 ^C	3,4±0,3 ^C	6,5±0,6 ^{BC}	50,5±3,4 ^{BC}	3,1±1,1 ^C
B. 15PB	0,44±0,09	4,2±0,9	3,8±0,9 ^C	4±0,9 ^C	9,4±1,6 ^{AC}	40,9±7,7 ^{AC}	4,1±2,2 ^C
C. 15P	0,53±0,4	4,9±3,9	12,2±0,3 ^{AB}	12,3±8 ^{AB}	17,3±7,5 ^{AB}	66,7±16,2 ^{AB}	1,2±1 ^{AB}
	F=4,2	F=4,8	F=11,2	F=11,2	F=15,2	F=15,2	F=9
A. 20PI	0,24±0,09	2,3±0,9	5,7±3,2 ^B	6,1±2,9	11,5±4 ^{BC}	47,1±11,6 ^B	10,4±12,7 ^{BC}
B. 20PA	0,31±0,07	2,78±0,6	10,3±2,3 ^A	10,6±2,3	15,2±2,6 ^{AC}	67,1±4,9 ^{AC}	2,7±1,8 ^{AC}
C. 20P	0,32±0,15	3,3±1,5	10,4±3,9	10,4±3,9	24,9±2,8 ^{AB}	40,9±10,2 ^B	0,5±0,3 ^{AB}
	F=1,5	F=1,9	F=6,8	F=6,3	F=45,3	F=21,2	F=4,9
A. 30PI	0,29±0,09 ^{BC}	2,6±0,6	10,4±1,1 ^{BC}	10,6±1,1 ^{BC}	13,3±1,6 ^{BC}	78,6±4,8	1,6±0,6 ^B
B. 30PA	0,36±0,06 ^A	3,2±0,5	16±3,6 ^{AC}	16,1±3,5 ^{AC}	20,8±3,6 ^{AC}	76,3±6,7	0,6±0,6 ^{AC}
C. 30P	0,39±0,06 ^A	3,6±0,6	6,2±2,3 ^{AB}	6,3±2,3 ^{AB}	9±2,2 ^{AB}	68,1±11,42	1,4±0,5 ^B
	F=4,4	F=7,2	F=36	F=36,4	F=51,4	F=4,5	F=6,7
A. 50PA	0,24±0,06 ^B	2,3±0,6	12,1±2,3 ^B	12,1±2,3 ^B	15,2±2 ^B	78,9±5,6 ^B	0,5±0,2 ^B
B. 50P	0,15±0,08 ^A	1,5±0,6	2,7±0,7 ^A	2,8±0,7 ^A	5±0,6 ^A	53±11,4 ^A	5,7±1,7 ^A
	F=8,2	F=8,9	F=1,45,3	F=140,9	F=234,9	F=41,2	F=80
A. 80PA	0,46±0,1 ^B	4,7±1,5 ^B	15,4±4,8 ^B	15,4±4,8 ^B	32,1±6,1 ^B	47,8±10,3	0,34±0,25 ^B
B. 80P	0,26±0,1 ^A	2,4±1 ^A	4,4±1,3 ^A	4,6±1,5 ^A	7,7±1,6 ^A	57,2±12	4,1±1,9 ^A
	F=16,4	F=15,1	F=47,9	F=45,2	F=147,2	F=3,4	F=36,3
A. FMPI1	0,19±0,07 ^{BCDE}	1,8±0,7 ^{BCDE}	8,9±3,5 ^D	9,1±3,4 ^D	11,2±3,3 ^{CD}	77,4±8,5	2±1,3
B. FMPI2	0,38±0,08 ^{ACD}	3,6±0,7 ^A	10,36±2 ^D	10,4±2 ^D	14,6±1,7 ^D	70,4±5,9	1±1
C. FMPIA	0,47±0,08 ^{ABD}	4,2±0,8 ^A	11,6±3,8 ^D	11,86±3,6 ^D	17±2,7 ^{AD}	66,5±13,3	2,9±3,6
D. FMPI1	0,77±0,26 ^{ABC}	6,5±2,2 ^A	21,14±2 ^{ABCE}	21,3±2,1 ^{ABCE}	27,3±1,8 ^{ABCE}	77,2±3,8	0,7±0,7 ^E
E. FMPI1	0,53±0,13 ^A	5,2±1,3 ^A	10,5±2,8 ^D	10,7±2,7 ^D	15,1±2,3 ^D	68,7±10,6	2,2±1,2 ^D
	F=20,8	F=18	F=27,9	F=28,9	F=60,7	F=2,9	F=2,2

As letras maiúsculas indicam onde houveram diferença significativa (<0,05) de média entre as florestas.

Tabela 4. Valores de tendência central dos atributos estruturais em 10 idades de florestas sob diferentes níveis de impacto por pastoreio bovino na floresta estacional subtropical no rebordo do Planalto Meridional, sul do Brasil.

Floresta	Densidade	Riqueza	Alt. máx.	Alt. méd..	DAP Max	DAP méd.	Área Basal
	M±DP	M±DP	M±DP	M±DP	M±DP	M±DP	M±DP
A. 10PI	5,6±5,21a	3,2±2,7a	3,6±2,6a	2,5±1,7a	8,5±6,3a	4,7±3,5a	0,02±0,01a
B. 10PA	24,4±7A	6,7±2,1A	13,3±2,1A	6,7±0,6A	35,2±13,2A	9,2±1,3A	0,27±0,13A
C. 5P	10,2±7,2a	3,3±1,5a	4,2±0,4a	3,2±0,2a	10,7±2,6a	5,9±1,1a	0,03±0,01a
	F=22,3	F=8,3	F=80	F=43,3	F=29,6	F=10,7	F=30,7
A. 15PI	49,8±18,5a	9,7±2,3	10,2±1,2A	5,6±0,5A	22,6±4,5A	7,2±0,6a	0,27±0,8
B. 15PA	28,7±6,6A	8,8±1,4	13,7±2,1a	6,5±0,6a	37,4±9,1a	9,5±1,7A	0,37±0,14
C. 15P	49,4±10,4a	8,8±2,7	13,0±2,2a	6,4±0,4a	36,5±7,9a	7,25±0,4a	0,33±0,07
	F=8,7	F=0,6	F=9,6	F=7,6	F=12,3	F=14,3	F=2,2
A. 20PI	32,5±8,2	7,6±2,9	6,8±0,8 ^{BC}	4,8±0,4A	24,3±16,7	7,5±0,8	0,21±0,12
B. 20PA	25,2±5,9C	5,4±1,3 ^C	11,5±0,9A	6,3±0,7a	30,6±11,8	8,9±2,9	0,27±0,18
C. 20P	42,9±9,9B	12,5±2,2 ^B	11,6±1,5A	6,4±0,4a	22,9±12,9	7,9±1,3	0,30±0,13
	F=11,6	F=25,2	F=55,3	F=26,6	F=0,8	F=1,4	F=0,7
A. 30PI1	20,2±8,7 ^{CEF}	5,9±2,1 ^{TODAS}	12,6±1,6 ^B	7,5±1,1	31,2±13	11,9±3,8	0,30±0,16
B. 30PI2	28,1±6,6	10,7±2,2	17,6±7,8 ^{AD}	8±0,4 ^{CDEF}	30,7±7,1	9,2±1,6	0,29±0,07
C. 30PA1	37,8±16,4 ^A	9±1,8	16±2,2	7±0,5B	34,2±14,8	9,6±3,2	0,39±0,16
D. 30PA2	29,1±6,7	9,3±1,5	13,2±1,3B	6,9±0,6B	26,6±7,5	9,7±1,3	0,29±0,07
E. 30PI	34,1±9,7A	10,8±1,7	13,8±1,2	6,6±0,7B	32,6±4	9,8±1,6	0,39±0,08
F. 30P2	34±9,6A	10,7±1,7	13,8±1,1	6,6±0,8B	33,1±4,7	9,8±1,5	0,39±0,08
	F=3,6	F=9,9	F=2,9	F=5	F=0,8	F=1,7	F=2,1
A. 40PI	19,2±7,7 ^{AC}	8±2,5 ^A	13,5±2,8	6,4±0,6	46,7±21,6	11,8±2,9	0,43±0,29
B. 40PI	26,8±12,2	10,8±2,4	13,7±1,7	7,1±0,6	29,5±8,3	10±2	0,32±0,13
C. 40P	34,1±9,7A	10,8±1,7	13,8±1,2	6,6±0,7	32,6±4	9,7±1,6	0,39±0,08
	F=5,4	F=5	F=0,1	F=2,8	F=4,5	F=2,3	F=0,9
A. 50PA	19,2±5,6	9±2,3	15±1,6 ^B	7±1,1	33,4±6,8	10,3±2,2	0,26±0,07
B. 50P	17,7±4,5	8,4±2,2	13,2±2,1 ^A	7,2±0,6	36,5±10,9	11,3±1,6	0,29±0,13
	F=0,4	F=0,3	F=4,6	F=0,4	F=0,5	F=1,1	F=0,5
A. 60PI	35,5±12,7	12,9±2,3 ^B	15±1,2	6,4±0,8	37,4±9,2	10,4±1,9	0,49±0,17
B. 60P	29,3±7,49	8,8±1,6 ^A	14,9±1,6	7,1±0,8	41,9±9,6	9,7±0,9	0,40±0,13
	F=1,7	F=19,7	F=0,1	F=3,1	F=1,1	F=0,9	F=1,5
A. 70PI	14,7±5,4 ^A	10,8±2,4	13,7±2	7,3±0,9 ^B	29,5±8,3	9±1,7	0,32±0,13
B. 70P	27,7±6,6 ^B	9,9±2,0	13,1±2,2	5,5±0,5 ^A	31,9±7,8	9±1,6	0,28±0,14
	F=22,9	F=0,8	F=0,3	F=23,4	F=0,4	F=1,2	F=0,3
A. 80PI	15,9±6,8 ^C	7,4±2,5 ^B	14,7±1,9	8,3±0,8 ^C	38,3±15,7	14,4±2,8 ^C	0,40±0,30
B. 80PA	19,3±6,1 ^C	10,9±2,9 ^{AC}	15,5±3,9	7,2±1,3 ^C	53,3±22,8	12,3±3,2	0,55±0,39
C. 90P	28,2±10,5 ^{AB}	6,5±1,7 ^B	13,0±2,9	5,5±0,7 ^{AB}	42,1±15,9	10,3±2,2 ^A	0,46±0,30
	F=6,1	F=8,7	F=2,2	F=19,9	F=1,7	F=5	F=0,5
A. FMP1	34,6±4,6 ^{BDEF}	9,44±1,8 ^F	14,1±2,5 ^{BC}	5,6±0,7 ^{BDEF}	50,8±35,2	8,1±2,3 ^{EF}	0,52±0,50
B. FMP2	23,6±6,3 ^{ACEF}	8±2 ^F	18,8±1,7 ^{AEF}	7,3±0,8 ^{AF}	59,2±27,1	12,4±2,6 ^{AF}	0,69±0,44
C. FMP3	34,1±6,17 ^{BDEF}	9,8±3,5 ^F	17,9±1,7 ^{AF}	6,6±0,4 ^F	50,6±11,3	9,6±1,5 ^{EF}	0,58±0,26
D. FMPI1	20,1±7 ^{ACF}	10,1±2,2 ^F	16,4±3	7,8±1,1 ^{AF}	51,2±17,6	12,2±4 ^F	0,50±0,27
E. FMPI2	13,6±2,5 ^{ABCF}	7,8±1,6 ^F	15±2,2 ^B	7,5±0,9 ^{AF}	54,5±12,5	16±2,7 ^{ACF}	0,50±0,16
F. FMPIA	5,7±2,7 ^{TODAS}	4,6±2,1 ^{TODAS}	13,3±2,9 ^{BC}	10±1,7 ^{TODAS}	49,5±31,4	27,3±6,1 ^{TODAS}	0,50±0,42
	F=46	F=7,7	F=8,1	F=18,3	F=0,2	F=37,5	F=0,4

Tabela 5. Valores de tendência central dos atributos estruturais em 10 idades de florestas sob diferentes níveis de impacto por pastoreio bovino na floresta estacional subtropical no rebordo do Planalto Meridional, sul do Brasil.

Floresta	TotRam	MaxNRam	AltRam	Ram<1m	Lianas	Mortas
	M±DP	M±DP	M±DP	M±DP	M±DP	M±DP
A. 10PI	8,6±8 ^a	2,3±1,7	2,5±0,6 ^a	2±1,7 ^a	0,5±1,2	0,1±0,3 ^A
B. 10PA	32±10,1 ^A	3,4±1	0,9±0,7 ^A	5,5±2,3 ^A	0,2±0,4	1±0,9 ^a
C. 8P	13,1±9,5 ^a	2,6±1,0	1,3±0,1 ^a	3,2±2,1 ^a	-	1,2±1,6 ^a
	F=19,2	F=1,8	F=22	F=7,2	F=1,2	F=2,6
A. 15PI	74,4±23,5 ^a	5,8±1,5 ^A	2±0,3 ^A	15,6±5,7 ^A	2,1±2,3 ^a	4,1±1,3
B. 15PA	24,1±10,4 ^A	3,2±1,2 ^a	2,8±0,4 ^a	3,9±2 ^B	3,3±3,1 ^a	2,3±1,8
C. 15P	59,8±12,6 ^a	4,1±0,8 ^a	3,0±0,3 ^a	9,3±3,8 ^C	6,8±2,6 ^A	4,5±2,0
	F=24,4	F=11,1	F=19,5	F=19,8	F=7,9	F=4,3
A. 20PI	63,5±29 ^a	6,3±1,2 ^A	1,5±0,4 ^A	15,3±7,7 ^A	7,4±3,1 ^A	0,8±1 ^a
B. 20PA	29,3±6,2 ^A	2,9±0,5 ^B	2,9±0,4 ^a	3,4±1,4 ^B	0,1±0,3 ^B	1±0,6 ^a
C. 20P	54,4±12,2 ^a	4,1±1,1 ^C	2,6±0,4 ^a	8,9±3,6 ^C	3,4±2,8 ^C	2,8±2,3 ^A
	F=9,1	F=28,7	F=30,5	F=13,9	F=22,5	F=5
A. 30PI	24,1±10,3 ^{CEF}	3,2±1,2	2,8±0,5	2,4±1,4 ^E	1,8±1,4	1,3±1,1
B. 30PI	34,2±7,5	3,9±2	3,4±0,4 ^F	3,5±2,1	1,9±1,7	2±1,7
C. 30PA	42±16,4 ^A	3±1,7	3,1±0,5 ^F	3,2±1,3 ^E	0,9±0,8	2±1,4
D. 30PA	35,4±6,4	4,1±1,7	3,1±0,5 ^F	3,2±1,3 ^E	2±1,9	2,3±1,4
E. 30P	38,8±10,9 ^A	3,2±0,9	3,1±0,3 ^F	6,6±2,2 ^{ACD}	1,4±0,9	2,5±2
F. 30P	38,8±10,7 ^A	3,3±1	2,4±0,3 ^{BCDEF}	6,1±4,5	2,5±1,5	1,2±1,8
	F=3,3	F=0,8	F=6,5	F=4,9	F=1,3	F=1
A. 40PI	28,3±11	4±1 ^B	2,2±0,4 ^{BC}	4,4±2,1 ^B	1,7±1,5	1,4±1,7
B. 40PI	29,2±12,3	2,6±1,3 ^A	3,3±0,6	2,1±2 ^A	1,5±1,2	2,3±1,3
C. 40P	38,8±10,9	3,2±0,9	3,1±0,5	2,7±1,7	2,7±1,3	2,3±2,2
	F=2,5	F=3,9	F=11,1	F=3,5	F=2,1	F=0,8
A. 50PA	22,9±6,2	3,3±1,7	2,9±0,3	3,5±1,7 ^B	0,5±0,5	0,9±0,8
B. 50P	21±5,5	2,9±0,7	3,2±0,5	2,1±0,9 ^A	1,1±1,1	1,2±1,1
	F=0,5	T=0,4	T=1,1	T=4,7	T=2,1	T=0,4
A. 60PI	44,5±16,7	3,5±1,2	2,4±0,5 ^B	10,2±4,7 ^B	0,2±0,4 ^B	2,1±2,4 ^B
B. 60P	33,8±8,1	2,6±1,0	3,5±0,6 ^A	3,4±1,8 ^A	1,1±1,1 ^A	4,5±2,1 ^A
	F=3,3	F=2,9	F=20,7	F=17,6	F=5,0	F=5,4
A. 70PI	17,2±6,8 ^B	2,1±0,9 ^B	3,3±0,2 ^B	1,6±0,7 ^B	0,6±0,8 ^B	2,8±2,1
B. 70P	42,9±10,8 ^A	5,3±1,8 ^A	2,4±0,4 ^A	8,9±3,6 ^A	2,6±2,2 ^A	2,2±1,9
	F=40,2	F=22,4	F=26,4	F=38,2	F=7,0	F=0,4
A. 80PI	21,7±8,4	3,5±1 ^C	2,8±0,6	3,8±2,5	1,6±1,7	1±1,2
B. 80PA	22,7±8,6	2,7±1,1	2,7±0,6	3,7±2,4	1,5±1,1	0,7±0,6
C. 90P	29,6±11,3	1,9±0,5 ^A	2,6±0,2	2,5±1,6	2,4±2,5	1,2±0,9
	F=2	F=6,7	F=0,7	F=1	F=0,6	F=0,6
A. FM1P	35,5±5 ^{BDEF}	1,5±0,7	2,6±0,4 ^D	1,4±1,9	1,6±1,6	1,2±1,5
B. FM2	24,7±6,5 ^{ACEF}	1,7±0,6	2,7±0,2 ^D	0,8±0,7	3,1±3 ^E	0,4±0,5 ^D
C. FM3	35±6,2 ^{BDEF}	1,7±0,4	3,1±0,3	0,9±1	1,3±1	2±1,4 ^F
D. FMPI1	20,6±7,2 ^{ACF}	1,4±0,6	3,7±0,6 ^{AB}	0,9±1	1,2±1,3	3,4±2,4 ^{BF}
E. FMPI2	14,1±2,8 ^{ABCF}	1,4±0,6	3,3±0,5	0,8±0,9	2,2±1,6	1,3±0,9
F. FMPIA	6,2±2,8 ^{TODAS}	1,5±0,5	3,6±1	0,5±0,7	0,2±0,4 ^B	0,2±0,4 ^{CD}
	F=44,6	F=0,5	F=5,2	F=0,6	F=3,1	F=7,1

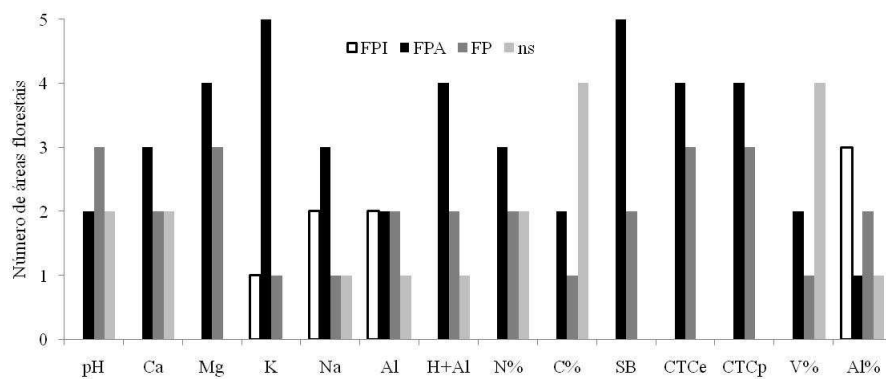


Figura 1. Número de áreas de florestas onde houve aumento significativo do atributo do solo ou não houve diferenças significativas entre os níveis de impacto: FPI- florestas com impacto do pastoreio, FPA- florestas com pastoreio abandonado e FP - florestas preservadas.

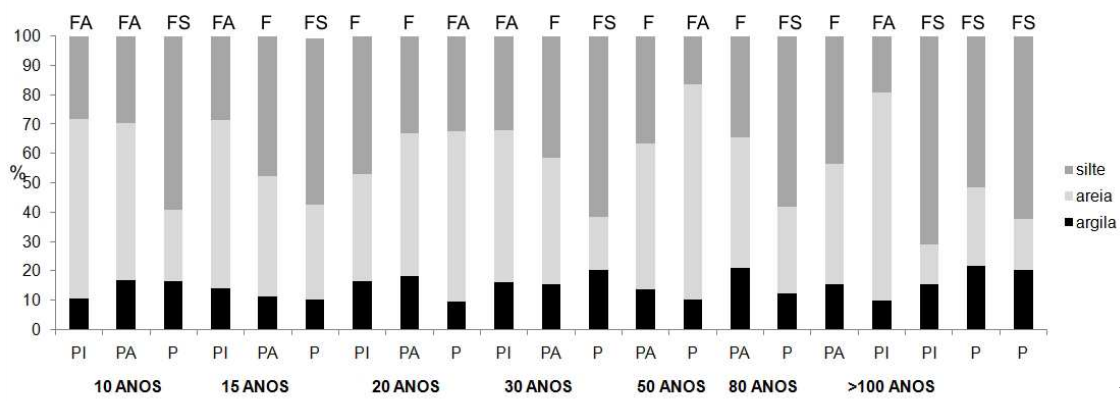


Fig. 2.

Caracterização textural das florestas com diferentes idades e níveis de impacto no RPM. Impacto= pastoreio intenso (PI), pastoreio abandonado (PA) e preservado (P). Textura= Franco arenoso (FA), Franco (F), Franco siltoso (FS).

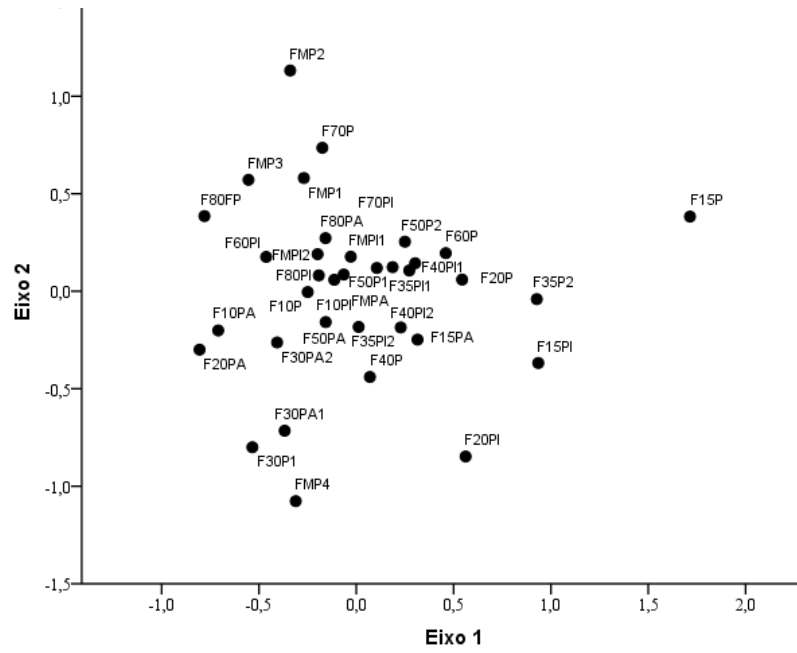


Fig. 3. Relação florística por idade e níveis de impacto do pastoreio por meio do escalonamento multidimensional não-métrico. Intensidades de pastoreio: pastoreio intenso (PI), pastoreio abandonado (PA) e preservado (P). Os anos estimado de cada estande estão demonstrados pelos números.

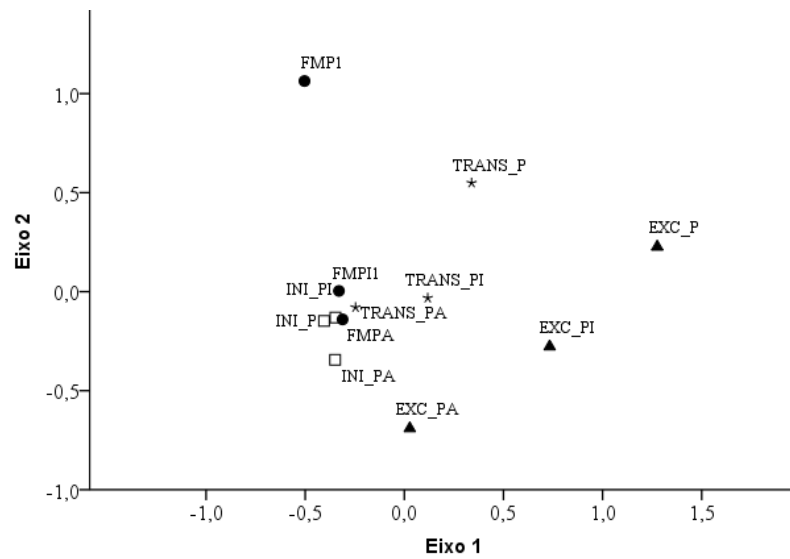


Fig. 4. Relação florística por estágio de desenvolvimento das comunidades em diferentes níveis de intensidade de pastoreio. Fases de desenvolvimento: iniciação (INI), exclusão competitiva (EXC), transição demográfica (TRANS) e floresta madura (FM). Intensidades de pastoreio: pastoreio intenso (PI), pastoreio abandonado (PA) e preservado (P).

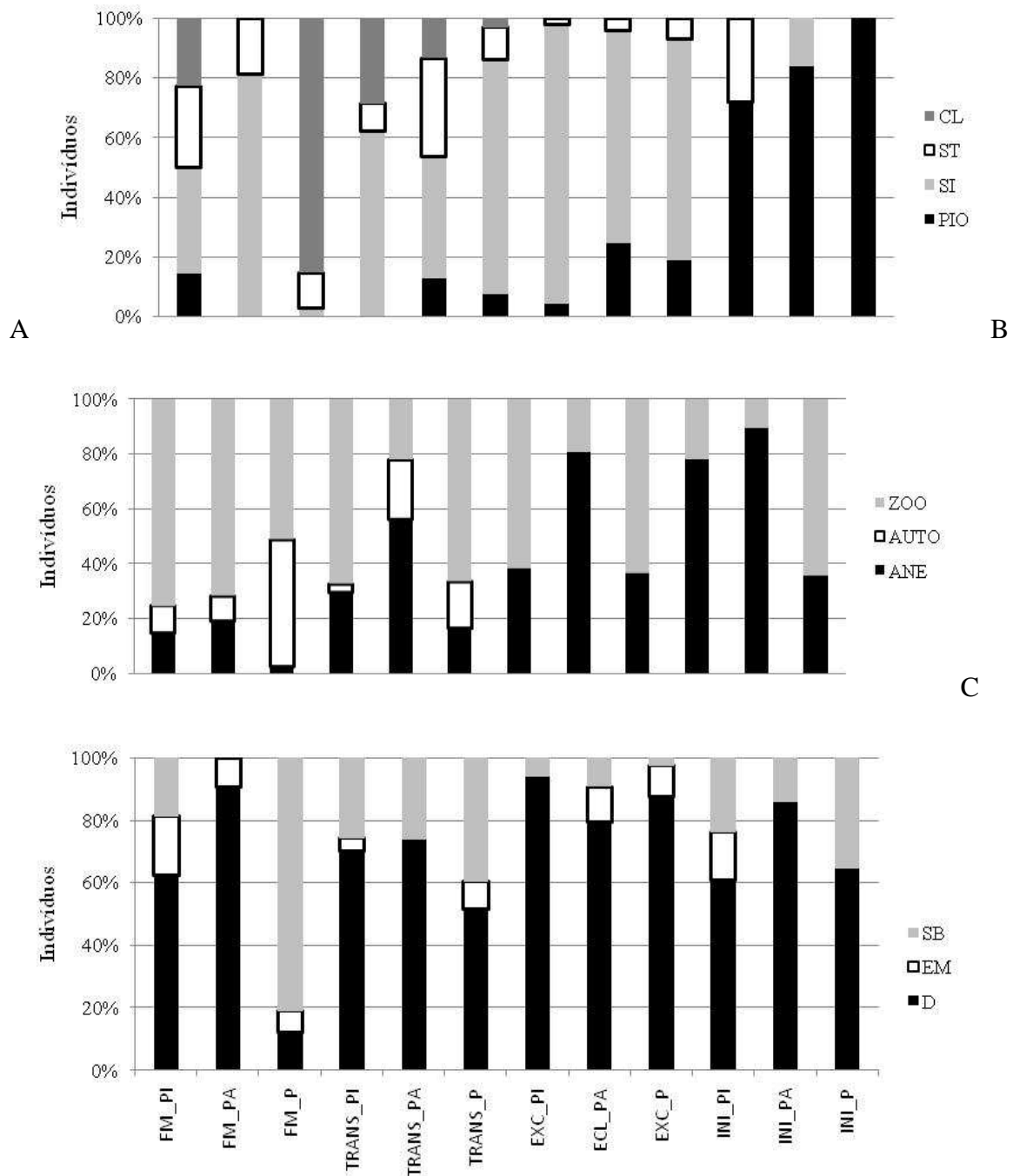


Fig. 5. Proporção de indivíduos amostrados nos diferentes grupos funcionais em distintas fases de desenvolvimento em florestas submetidas a distintos níveis de impacto. Grupos funcionais: regeneração - clímax (CL), secundária tardia (ST), secundária inicial (SI), pioneira (PIO); síndrome de dispersão de sementes - zoocóricas (ZOO), autocóricas (AUTO) e anemocóricas (ANE); forma de vida no estrato vertical- subosque (SB), dossel (D) e emergentes (EM). Fases de desenvolvimento: iniciação (INI), exclusão competitiva (EXC), transição demográfica (TRANS) e floresta madura (FM). Intensidades de pastoreio: pastoreio intenso (PI), pastoreio abandonado (PA) e preservado (P).

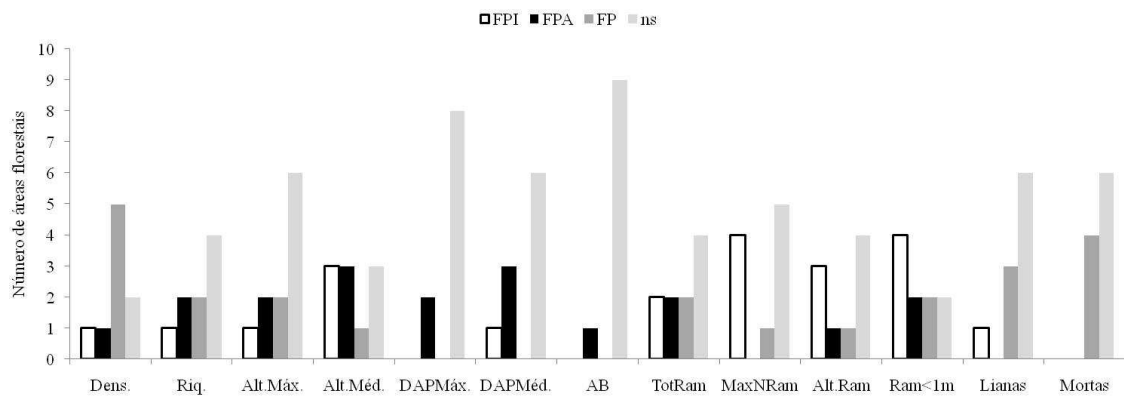


Fig.

6. Número de áreas de florestas onde houve aumento significativo do atributo atributo estrutural ou não houve diferenças significativas (ns) entre os níveis de impacto: FPI- florestas com impacto do pastoreio, FPA- florestas com pastoreio abandonado e FP - florestas preservadas.

ANEXO

Tabela 6. Densidade e grupos funcionais das espécies mais representativas nas fases de desenvolvimento da floresta estacional subtropical no rebordo do Planalto Meridional, sul do Brasil.

Espécies	EV	SD	REG	FMP11	FMPA	FMP1	TRAN_P	TRAN_PA	TRAN_PI
<i>Allophylus edulis</i>	SB	ZOO	SI	0	0	0	0	0	12
<i>Apuleia leiocarpa</i>	EM	ANE	ST	0	0	21	4	0	0
<i>Baccharis semisserrata</i>	SB	ANE	PIO	0	0	0	0	0	0
<i>Baccharis mesoneura</i>	SB	ANE	PIO	0	0	0	0	0	0
<i>Banara tomentosa</i>	SD	ZOO	SI	0	0	0	0	0	0
<i>Boehmeria caudata</i>	SB	ANE	PIO	0	0	0	0	0	0
<i>Cabrlea canjerana</i>	EM	ZOO	SI	29	0	5	31	0	0
<i>Casearia silvestris</i>	SD	ZOO	SI	0	0	0	87	0	85
<i>Chrysophyllum marginatum</i>	SD	ZOO	SI	0	3	0	0	0	0
<i>Cordia americana</i>	D	ANE	ST	0	0	0	25	37	26
<i>Cordia trichotoma</i>	EM	ANE	ST	0	0	0	0	0	0
<i>Cupania vernalis</i>	D	ZOO	SI	16	9	0	284	0	126
<i>Enterolobium contortisiliquum</i>	D	ZOO	PIO	0	0	0	0	0	10
<i>Eugenia uniflora</i>	SB	ZOO	SI	0	0	0	0	0	38
<i>Eugenia rostrifolia</i>	EM	ZOO	CL	8	0	38	0	0	0
<i>Ficus luschnathiana</i>	EM	ZOO	ST	0	0	0	23	0	0
<i>Actinostemon concolor</i>	SB	AUTO	CL	9	0	428	194	33	20
<i>Hellieta apiculata</i>	D	ANE	SI	0	0	0	49	18	0
<i>Hovenia dulcis</i>	D	ANE	PIO	0	0	0	0	31	0
<i>Lonchocarpus muehlbergianus</i>	SD	ANE	SI	0	0	0	0	0	29
<i>Luehea divaricata</i>	EM	ANE	SI	0	3	0	40	0	26
<i>Machaerium paraguayensis</i>	D	ANE	SI	0	3	0	67	36	0
<i>Matayba elaeagnoides</i>	D	ZOO	ST	0	3	0	0	0	0
<i>Myrcianthes pungens</i>	D	ZOO	ST	0	0	14	0	13	42
<i>Myrocarpus frondosus</i>	D	ANE	SI	0	0	0	0	15	67
<i>Myrsine guianensis</i>	D	ZOO	SI	0	0	0	0	0	0
<i>Nectandra megapotamica</i>	D	ZOO	SI	25	8	9	10	0	17
<i>Ocotea puberula</i>	D	ZOO	SI	0	0	0	13	0	0
<i>Parapiptadenia rigida</i>	D	ANE	PIO	28	0	0	0	0	35
<i>Piper aduncum</i>	SB	ZOO	SI	0	0	0	0	14	0
<i>Psidium guajava</i>	SB	ZOO	PIO	0	0	0	0	0	0
<i>Sebastiania brasiliensis</i>	D	AUTO	ST	11	3	0	0	21	0
<i>Sorocea bonplandii</i>	SB	ZOO	CL	28	0	311	134	0	0
<i>Strychnus brasiliensis</i>	SD	ZOO	ST	0	0	0	0	0	0
<i>Tecoma stans</i>	SB	ANE	PIO	0	0	0	0	0	0
<i>Trichilia catigua</i>	SD	ZOO	CL	0	0	13	0	0	0
<i>Trichilia clausenii</i>	D	ZOO	ST	43	0	74	53	10	0
<i>Trichillia elegans</i>	SB	ZOO	SI	0	0	10	125	17	91
<i>Urea baccifera</i>	SB	ZOO	PIO	0	0	0	0	0	0

continua...

Tabela 6. continuação.

Espécies	EXC_P	ECL_PA	EXC_PI	INI_PI	INI_PA	INI_P
<i>A. edulis</i>	0	59	0	0	0	0
<i>A. leiocarpa</i>	0	0	0	0	0	0
<i>B. semisserrata</i>	0	0	0	0	0	22
<i>B. mesoneura</i>	0	0	0	0	0	6
<i>B. tomentosa</i>	0	13	0	0	0	0
<i>B. caudata</i>	0	16	34	11	24	0
<i>C. canjerana</i>	42	0	0	0	0	0
<i>C. silvestris</i>	295	15	334	0	0	0
<i>C. marginatum</i>	14	0	0	0	0	0
<i>C. americana</i>	0	39	41	6	0	0
<i>C. trichotoma</i>	0	0	0	7	0	0
<i>C. vernalis</i>	534	33	235	0	0	0
<i>E. contortisiliquom</i>	19	24	10	10	16	53
<i>E. uniflora</i>	0	15	11	0	0	0
<i>E. rostrifolia</i>	0	0	0	0	0	0
<i>F. luschnathiana</i>	34	0	0	0	0	0
<i>A. concolor</i>	0	0	0	0	0	0
<i>H. apiculata</i>	153	168	0	0	33	0
<i>H. dulcis</i> *	0	133	0	0	120	0
<i>L. muehlbergianus</i>	89	88	37	0	0	0
<i>L. divaricata</i>	80	107	0	0	0	0
<i>M. paraguariense</i>	184	159	90	0	0	0
<i>M. elaeagnoides</i>	0	0	0	0	0	0
<i>M. pungens</i>	0	0	0	0	0	0
<i>M. frondosus</i>	23	0	41	0	0	0
<i>M. guianensis</i>	0	0	0	0	0	0
<i>N. megapotamica</i>	20	0	0	0	0	0
<i>O. puberula</i>	28	26	6	0	0	0
<i>P. rigida</i>	0	59	124	12	6	3
<i>P. aduncum</i>	0	0	0	0	0	0
<i>P. guajava</i> *	0	0	0	0	0	3
<i>S. brasiliensis</i>	0	0	0	0	0	0
<i>S. bonplandii</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Str. brasiliensis</i>	0	0	29	0	0	0
<i>T. stans</i> *	41	0	19	0	0	0
<i>T. catigua</i>	0	0	0	0	0	0
<i>T. clausenii</i>	0	0	0	0	0	0
<i>T. elegans</i>	0	0	0	0	0	0
<i>U. baccifera</i>	0	0	0	0	5	0

* Espécies exóticas. Fases de desenvolvimento: iniciação (INI), exclusão competitiva (EXC), transição demográfica (TRANS) e floresta madura (FM). Intensidades de pastoreio: pastoreio intenso (PI), pastoreio abandonado (PA) e preservado (P). Grupos funcionais: regeneração - clímax (CL), secundária tardia (ST), secundária inicial (SI), pioneira (PIO); síndrome de dispersão de sementes - zoocóricas (ZOO), autocóricas (AUTO) e anemocóricas (ANE); forma de vida no estrato vertical- subosque (SB), dossel (D) e emergentes (EM).

DISCUSSÃO

O objetivo da presente tese de doutorado foi avaliar a dinâmica da floresta estacional subtropical no rebordo do Planalto Meridional sulbrasileiro utilizando métodos padronizados de amostragem em cronossequências florestais. Os capítulos apresentados abordaram assuntos diversos como as mudanças no solo, na composição e na estrutura do componente arbóreo ao longo do tempo em florestas que se regeneraram após o abandono do solo para uso agrícola.

Os resultados demonstraram, no geral, que a dinâmica florestal não seguiu um desenvolvimento progressivo e pouco previsível de seus atributos no espaço de tempo avaliado (uma a duas décadas), e que muito da variabilidade encontrada entre as idades de floresta se deve as condições ambientais não avaliadas nesse estudo. No entanto, alguns padrões gerais da sucessão florística e estrutural no RPM seguem regras em comum com as florestas tropicais úmidas e secas da região neotropical e florestas temperadas do hemisfério norte.

As análises de comparação de médias dos teores dos atributos dos solos demonstraram forte variabilidade ao longo do desenvolvimento da floresta. Essa variabilidade pode estar relacionada à forte variação na composição florística (e produção e composição de serapilheira) identificada, entre outros fatores não avaliados, como as diferenças mineralógicas do basalto e no histórico de uso do solo. No entanto, a análise conjunta de vários atributos químicos e granulométricos do solo, por meio da análise discriminante, permitiu que os solos das diferentes idades de florestas fossem caracterizados individualmente, sendo alguns desses atributos comuns à todas ou várias cronossequências. Assim, a análise discriminante demonstrou ser uma técnica mais útil para caracterizar solos florestais do que a análise de atributos isolados.

As cronossequências no RPM demonstraram que o atributo riqueza de espécies foi muito variável e atingiu valores similares entre as florestas jovens (15 anos) e as florestas maduras, revelando ser um fraco indicador de impacto, recuperação e estágio de desenvolvimento florestal. Com o aumento da idade da floresta, pode ou não haver diferenças significativas quanto as espécies mais importantes da comunidade. Ao contrário do atributo riqueza, a composição florística é muito diferentes entre as florestas jovens e maduras, revelado tanto por análises de presença e ausência como por densidade de plantas. Por outro

lado, as florestas secundárias (20 a 80 anos) apresentaram um padrão aleatório de similaridade florística demonstrando grupos similares e grupos distintos entre si independente das idades ou dos locais em que foram comparadas. Por exemplo, os resultados demonstraram que o desenvolvimento da floresta pode ser condicionado por diversos fatores que pode manter a predominância de uma ou poucas espécies por longo tempo na sucessão (como *Cupania vernalis*, *Casearia silvestris*, *Ocotea puberula*) ou, então, apresentar elevada taxa de mudanças de espécies ao longos dos anos (em cada década).

No entanto, os padrões florísticos foram melhores demonstrados quando agrupados os dados em faixas de idades próximas (duas décadas) ou em estágios de desenvolvimento da floresta (até mais de três décadas). Assim, pode-se sugerir que as mudanças florísticas são mais notáveis entre as florestas secundárias (20 a 70 anos) em espaços maiores de tempo. A flora no RPM confirmou ser muito similar com a província florística do núcleo misiones na Argentina o que demonstra a importância desse corredor ecológico no sul do Brasil. Porém, essa formação florestal ainda permanece negligenciada pelo poder público devido a carência em implantar unidades de conservação representativas nessa área, que ainda apresenta grandes remanescentes florestais preservados.

A análise das mudanças estruturais do componente arbóreo também demonstrou elevada variabilidade na escala temporal avaliada (cada década de desenvolvimento). Os padrões de mudança foram mais representativos quando comparadas as florestas jovens com as florestas antigas. Assim, as análises realizadas não puderam apontar atributos estruturais isolados eficientes para distinguir as florestas secundárias com idades intermediárias (30 a 70 anos). Por outro lado, o emprego da análise discriminante de Fisher demonstrou melhor poder de predição das mudanças estruturais horizontais e verticais nas cronossequências do que o ANOVA. Novos atributos estruturais foram testados, como o número total de fustes na subunidade, o número máximo de fustes de um indivíduo na subunidade e a altura da primeira ramificação. Todos esses atributos foram importantes e entraram nos modelos discriminantes, podendo ser considerados bons indicadores das mudanças estruturais ao longo da sucessão florestal.

Finalmente, as variações estruturais parecem refletir as mudanças nas condições do solo. Embora ainda não finalizada a análise, os resultados prévios demonstram que solos muito rasos (em torno de 15 cm de profundidade) podem retardar o crescimento das plantas e, com isso, as florestas apresentar um porte bem diferente daqueles sítios com solos mais

profundos. Identificar os atributos estruturais que possam ser utilizados como referência para uma comparação segura entre florestas preservadas com diferentes idades ainda é uma tarefa difícil dada a grande heterogeneidade ambiental e estrutural em pequena e média escala.

Provavelmente os resultados obtidos com o estudo da sucessão secundária da floresta estacional subtropical nas áreas abandonadas pela agricultura pouco serão similares com o que pode ocorrer nas áreas fortemente degradadas, em áreas ribeirinhas e em outras classes de solos nessa mesma fitofisionomia. Nesses locais o tempo de regeneração da floresta pode ser retardado dado o efeito de desenvolvimento do solo, disposição de nutrientes (áreas degradadas) e a frequência de distúrbio (áreas ribeirinhas) que irão ser representadas por uma flora mais adaptada a cada condição ambiental.

A parte final da tese abordou diferentes processos da sucessão secundária em áreas com níveis distintos de pastoreio bovino. As análises do solo revelaram que os cátions trocáveis (Ca, Mg, K), além de N, SB e CTC_{ef}, foram considerados bons indicadores para diferenciar os níveis de impacto por pastoreio bovino. Essas mudanças químicas puderam ser explicadas pelas variações granulométricas nos solos. Os solos submetidos ao impacto do pastoreio intenso (FPI) apresentam maior atividade de caminhamento e compactação do solo, tem pouco subosque e muitas áreas de solo exposto. A entrada de água nesse sistema, via precipitação frequente ao longo do ano, favorece o lixiviamento das partículas finas do solo, permanecendo as frações grosseiras que por sua vez, retém pouco os nutrientes no solo. No entanto, os resultados também demonstraram que o abandono da atividade de pastoreio intenso pode recuperar rápido (em uma década) a cobertura do solo (obs. pess. ver ANEXOS) e restabelecer lentamente as condições de granulometria próxima das condições dos solos sob florestas que nunca sofreram impacto por pastoreio bovino.

Quanto a composição florística, os resultados demonstraram que o pastoreio bovino pouco afetou a estrutura do componente arbóreo já estabelecido (CAP \geq 9cm), confirmando os registros de que o gado acarreta maiores mudanças na densidade, riqueza ou até porte de espécies no componente arbóreo regenerativo e no herbáceo do subosque florestal. As mudanças mais evidentes foram observadas na fase madura das florestas, onde as FPIs e FPAs demonstraram menor quantidade de espécies típicas do subosque tolerantes à sombra em relação as florestas preservadas. Nos outros estágios de desenvolvimento da floresta menores variações entre as formas de vida e as síndromes de regeneração. As menores

mudanças ocorreram para as síndromes de dispersão de sementes nos distintos níveis de impacto.

Os atributos estruturais variaram pouco entre as florestas com e sem o pastoreio. Florestas jovens com abandono do pastoreio podem originar grande densidade de espécies exóticas de crescimento rápido (como *Psidium guajava* ou *Hovenia dulcis*) devido o gado atuar como disseminador de sementes via defecação. Dessa forma, as florestas originadas do pastoreio, quando abandonadas, podem apresentar estandes monodominantes com porte estrutural muito superior do que as florestas originadas pelo cultivo agrícola em um mesmo período de tempo. De forma geral, as florestas secundárias originadas pelo pastoreio também apresentam maior número de fustes e número de fustes por indivíduo, uma estratégia das plantas para sobreviver frente a perturbação frequente. Esses foram alguns dos melhores indicadores para detectar florestas com impacto por pastoreio bovino, em relação à florestas com abandono do gado e de florestas preservadas. Os impactos causados por décadas de atividade de pastoreio em áreas florestais podem ser minimizados ou recuperados em uma década de abandono da área se for mantida sem intervenção antrópica.

Por fim, o caminho para descrever as mudanças nos processos ecológicos ao longo da sucessão secundária ainda apresenta inúmeras dúvidas, principalmente pela carência de estudos bem delineados. A maioria dos estudos de sucessão secundária buscam comparar o desenvolvimento da flora ou estrutura entre florestas jovens com florestas maduras. Esse tipo de análise pode apresentar pouca relevância ecológica para o entendimento da sucessão secundária como um todo. Estudos de dinâmica da vegetação que venham comparar resultados obtidos em parcelas permanentes e em cronossequências podem contribuir muito para elaborar modelos mais previsíveis da sucessão florestal.

CONCLUSÃO

Os diversos assuntos relacionados com a sucessão secundária, especialmente solo, composição florística e estrutura da vegetação, foram abordados nessa tese utilizando o método de cronosequência com réplicas de idades florestais e minimizando ao máximo as variações ambientais entre as idades dessas florestas. A grande maioria dos estudos realizados até então, utilizando esse método de análise, não demonstraram cumprir essas premissas o que tornavam os resultados apresentados duvidosos, pois não era possível afirmar se as mudanças registradas eram provenientes do fator idade ou de outros fatores ambientais não controlados no procedimento de amostragem. Os resultados das diversas análises da tese demonstraram que as mudanças a cada décadas de desenvolvimento da floresta pode não representar uma condição singular para algum atributo do solo, estrutural ou composição de espécies nas florestas estacionais subtropicais no rebordo do Planato Meridional. A dinâmica complexa e não linear desses atributos, na escala de tempo avaliada, indicou que as mudanças foram mais notáveis quando comparadas idades mais distantes de florestas (30 a 40 anos). Essa grande variabilidade nos dados tem uma grande implicação nos estudos de monitoramento e previsão de impacto onde indicadores ambientais das florestas secundárias preservadas pode não ser um bom parâmetro quando comparado com florestas com impacto.

A análise da sucessão florestal por cronosequência é, sem dúvida, um método rápido de aquisição de resultados mas não pode ser considerado de baixo custo porque a escolha de áreas com menor heterogeneidade ambiental e próximas espacialmente requer um tempo enorme de procura em campo. Foram detectadas poucas propriedades onde ocorrem várias idades de abandono de florestas nas condições propícias as estudo e com histórico conhecido de perturbação. Além disso, a elevada heterogeneidade registrada em diferentes idades de florestas numa cronosequência não reflete o que ocorre no mesmo período de tempo quando analisado um estande com parcelas permanentes. Por outro lado o método de cronosequência pode revelar uma condição mais realística em meso e larga escala da variabilidade das florestas de uma mesma área ou região a partir da inclusão da variabilidade natural dos dados na análise.

A realização da tese cumpriu a maioria das tarefas propostas no projeto de doutoramento. A falta de resultados satisfatórios com a diferença de abertura de copa nas florestas de diferentes idades obtidas por análises das fotografias hemisféricas retiradas, com lentes não compatíveis com o programa de análise, foi a causa dos resultados não satisfatórios e não apresentados. Além disso, outras análises estatísticas que estavam previstas para serem realizadas não foram apresentadas devido à falta de linearidade das mudanças dos atributos e das espécies ao longo da sucessão. O capítulo final proposto com uma revisão teórica acerca da sucessão florestal e a sua relação com os resultados obtidos nesse estudo foi abordado dentro de cada capítulo e não foi inserido separado devido à redundância de assuntos dentro da tese. Outras áreas que foram avaliadas nos inventários da vegetação não foram incluídas aqui porque houve grande divergência do histórico de perturbação o que poderia deturpar os modelos estatísticos gerados. Da mesma forma, foram obtidos dados de plantas com altura $> 0,5\text{m}$ e $\text{CAP} < 9\text{cm}$ em parcelas 25m^2 em florestas com pastoreio bovino, com pastoreio abandonadas mas não foi finalizado os inventários em áreas preservadas.

Com a ampla base de dados obtida nesse estudo, novas análises poderão ser realizadas para determinar, por exemplo, a relação das espécies com a preferência de determinada condição do solo, a influência dos fatores ambientais (declividade, posição da encosta e morfologia do solo) nas espécies e nas variáveis químicas e granulométricas do solo, quais os fatores ambientais (topografia, declividade, profundidade do solo) mais importantes que podem ter contribuído para as mudanças do solo nos sítios com pastoreio, com pastoreio abandonado e preservados e quais as principais espécies que utilizaram o rebrote para sobreviver e se desenvolver em florestas preservadas e com impacto.

Existe ainda o banco de dados com as fotografias hemisféricas tiradas sazonalmente (inverno e verão) para quantificar as mudanças de abertura de copa em florestas de diferentes idades, níveis de pastoreio e estações do ano. Os dados do componente regenerativo, relatado anteriormente, deve ser finalizado para análise dos resultados. Finalmente, pretende-se selecionar algumas cronossequências para reavaliação dos dados ao longo do tempo para estimar a proporção da diferença entre a variabilidade da dinâmica intrínseca do estande e a variabilidade ambiental entre os estandes.

Acredita-se que melhores ajustes dos modelos estatísticos e o melhor entendimento da dinâmica na floresta estacional subtropical pode ser demonstrada com essas futuras pesquisas.

REFERÊNCIAS

- AIDE, T.; ZIMMERMAN, J. K.; PASCARELLA, J. B.; RIVERA, L.; MARCANO-VEGA, H. Forest regeneration in a chronosequence of tropical abandoned pastures: implication for restoration ecology. **Restoration Ecology**, vol. 8, n. 4, p. 328-338, 2000.
- ALMEIDA, A. S.; VIEIRA, I. C. G. Padrões florísticos e estruturais de uma cronosequência de florestas no município de São Francisco do Pará, Região Bragantina, Pará. **Bol. Mus. Para. Emílio Goeldi, ser. Bot.**, vol. 17, n. 1, p. 209-240. 2001.
- ANDREIS, C.; LONGHI, S. J. ; BRUN, E. J. Wojciechowski, J. C.; Machado, A. A.; VACCARO, S.; Cassal, C. Z. Estudo fenológico em três fases sucessionais de uma floresta estacional decidual no município de Santa Tereza, RS, Brasil. **Revista Árvore**, vol. 29, p. 55-63, 2005.
- BAZZAZ, F. A.; PICKET, S. T. A. Physiological ecology of plant succession: a comparative review. **Annual Review of Ecology and Systematic**, Palo Alto, vol. 11, p. 287-310. 1980.
- BELSKY, A. J.; BLUMENTHAL, D. M. Effects of Livestock Grazing on Stand Dynamics and Soils in Upland Forests of the Interior West. **Conservation Biology** vol. 11, n. 2, p. 315-327. 1997
- BINKLEY, D.; FISHER, R. **Ecology and Management of Forest Soils**. New York: Wiley-Blackwell Inc., 2013. 362 p.
- BREUGEL, M. VAN. **Dynamics of secondary forests**. 2007. 252 f. Tese (Doutorado em School of Production Ecology and Resource Conservation) - University Wageningen, Wageningen, 2007.
- BROWN, S.; LUGO, A.E. Tropical secondary forests. **Journal of Tropical Ecology**, vol. 6, p. 1-32. 1990.
- BRUN, E. J.; SCHUMACHER, M. V.; VACCARO, S.; SPATHELF, P. Relação entre produção de serapilheira e variáveis meteorológicas em três fases sucessionais de uma floresta estacional decidual no Rio Grande do Sul. **Revista Brasileira de Agrometeorologia**, vol. 9, p. 277-285, 2001.

BRUN, E. J.; SCHUMACHER, M. V.; CORREA, R. S.; BRUN, F. G. K. ; VACCARO, S. Variação Sucessional no Acúmulo de Biomassa em Floresta Estacional Decidual, Santa Tereza-RS. **Biomassa & Energia**, vol. 2, p. 47-56, 2005.

BRUN, E. J. ; BRUN, F. G. K. ; CORREA, R. S. ; VACCARO, S. ; SCHUMACHER, M. V. . Dinâmica de micronutrientes na biomassa florestal em estágios sucessionais de Floresta Estacional Decidual, RS, Brasil. **Scientia Forestalis** (IPEF), vol. 38, p. 11-22, 2010.

CIFOR (Center for International Forestry Research). **One century of forest rehabilitation in the Philippines**: Approaches, outcomes and lessons. Sindang Barang: CIFOR, 2006. 146 p.

DeSTEVEN, D.; WRIGHT, S. J. Consequences of variable reproduction for seedling recruitment in three neotropical tree species. **Ecology** vol. 83, p. 2315–2327, 2002.

DeWALT, S. J., MALIAKAL, S. K.; DENSLOW, J. S. Changes in vegetation structure and composition along a tropical forest chronosequence: implications for wildlife. **Forest Ecology and Management**, vol. 182, n. 1-3, p. 139–151, 2003.

DIDION, N., KUPFERSCHMID, A. D., BUGMANN, H. Long-term effects of ungulate browsing on forest composition and structure. **Forest Ecology and Management**, vol. 258S, p. S44-S55. 2009.

DUGAN, P. C., DURST, P. B., GANZ, D. J.; MCKENZIE, P. J. **Advancing Assisted Natural Regeneration (ANR) in Asia and the Pacific**. Bangkok: FAO, 2003. 44 p. (RAP Publication 2003/19).

EMRICH, A.; POKORNY, B.; SEPP, C. **Importance de l'exploitation de la forêt secondaire dans la politique de développement**. Eschborn: Deutsche Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit. 2000. 213 p.

FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations). **State of World's Forests 2003**. Disponível em: <http://www.fao.org/docrep/005/y7581e/y7581e00.htm>. Acesso em 12 mar. 2010.

FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations). **State of World's Forests 2007**. Disponível em: <http://www.fao.org/docrep/009/a0773e/a0773e00.htm>. Acesso em 12 mar. 2010.

FLEISCHNER, L. Ecological costs of livestock grazing in western North America. **Conservation Biology**. vol. 8, p. 629–644, 1994.

FOSTER, B. L.; TILMAN, D. Dynamic and static views of succession: Testing the descriptive power of the chronosequence approach. **Plant Ecology**, vol. 146, p. 1–10, 2000.

FRELICH, L. E. **Forest Dynamics and Disturbance Regimes: Studies from Temperate Evergreen-Deciduous Forest**. Cambridge: Cambridge University Press, 2002. 280 p.

GLEEN-LEWIN, D. C.; VAN DER MAAREL, E. Patterns and processes of vegetation dynamics. In: GLEEN-LEWIN; D.C. PEET; R.K. VEBLEN, T.T. (Eds). **Plant Succession: Theory and prediction**. London: Chapman e Hall, 1992, cap. 1. p.11-59.

GLENN-LEWIN, D. C.; PEET, R. K.; VEBLEN, T. T. **Plant succession: Theory and prediction**. London: Chapman & Hall. 1992. 345 p.

GRAU, H. R.; ARTURI, M. F.; BROWN, A. D.; ACEÑOLAZA, P. G. Floristic and structural patterns along a chronosequence of secondary forest succession in Argentinean subtropical montane forest. **Forest Ecology and Management**, vol. 95, p. 161-171. 1997.

GUARIGUATA, M. R.; OSTERTAG, R. Neotropical secondary forest succession: changes in structural and functional characteristics. **Forest Ecology and Management**, vol. 148, p. 185-206. 2001.

IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística). **Manual Técnico da Vegetação Brasileira**. Rio de Janeiro, IBGE. 2012. Disponível em: http://geoftp.ibge.gov.br/documentos/recursos_naturais/manuais_tecnicos/manual_tecnico_vegetacao_brasileira.pdf. Acessado em 3 jan. 2013.

IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change). **Climate Change 2007: The Physical Science Basis (Summary for Policymakers: Fourth Assessment Report)**. Disponível em: <http://www.ipcc.ch/pdf/assessment-report/ar4/wg1/ar4-wg1-spm.pdf>. Aceso em: 21 fev. 2011.

ITTO (International Tropical Timber Organization). 2002. ITTO guidelines for the restoration, management and rehabilitation of degraded and secondary tropical forest. Yokohama: ITTP Policy development Series n.3. 86 p.

JOHNSON, E. A.; MIYANISHI, K. Disturbance and Succession. In: JOHNSON, E. A.; MIYANISHI, K. (Eds) **Plant Disturbance Ecology: The Process and the Response**. Elsevier Inc, 2007, cap. 1. p 1-14.

KENNARD, D. K. Secondary forest succession in a tropical dry forest: patterns of development across a 50-year chronosequence in lowland Bolivia. **Journal of Tropical Ecology**, vol. 18, p. 53-66. 2002.

KENNARD, D. K.; GOULD, K.; PUTZ, F. E.; FREDERICKSEN, T. S.; MORALES, F. Effect of disturbance intensity on regeneration mechanism in a tropical dry forest. **Forest Ecology and Management**, vol. 162, p. 197-208. 2002.

LOSOS, E. C.; LEIGH Jr, E. G. **Tropical forest diversity and dynamism: Findings from a large-scale plot network**, Chicago: University of Chicago Press, 2004. 645 p.

LUGO, A. E. Comparison of tropical tree plantation with secondary forests of similar age. **Ecological Monographs**, vol. 62, p. 1-41. 1992.

MARTIN, P.; SHERMAN, R. E.; FAHEY, T. J. Forty years of tropical Forest recovery from agriculture: structure and floristics of secondary and old-growth riparian forests in the Dominican Republic. **Biotropica**, vol. 36, n. 3, p. 297-317. 2004.

PASCARELLA, J. B.; AIDE, T. M.; SERRANO, M. I.; ZIMMERMAN, J. K. Land-use history and forest regeneration in the Cayey Mountains, Puerto Rico. **Ecosystems**, vol. 3, p. 217-228. 2000.

PEET, K. R. Community structure and ecosystem function. In: GLENN-LEWIN, D.C.; PEET, R.K.; VELEN, T T. (Eds.). **Plant Succession: theory and prediction**. Cambridge: Chapman & Hall, 1992. p. 103-151.

PEÑA-CLAROS, M. Changes in forest structure and species composition during secondary forest succession in Bolivian Amazon. **Biotropica**, vol. 35, n. 4, p. 450-461. 2003.

PENUELA, M. C.; DREW, A. P. A Model to Assess Restoration of Abandoned pasture in Costa Rica Based on Soil Hydrologic Features and Forest Structure. **Restoration Ecology**, vol. 12, n. 4, p. 516-524. 2004.

PICKETT, S. T. A. Space-for-time substitution as an alternative to long-term studies. In G. E. Likens (Ed.). **Long-term studies in ecology: Approaches and alternatives**. New York: Springer-Verlag, 1989, p. 110-135.

PRETZSCH, H. **Forest Dynamics, Growth and Yield**. Springer Verlag. 2010. 653 p.

REIMOSER, F., ARMSTRONG, H., SUCHANT, R. Measuring forest damage of ungulates: what should be considered. **Forest Ecology and Management**, vol. 120, p. 47-58. 1999.

SALDARRIAGA, J. G.; UHL, C. Recovery of forest vegetation following slash-and-burn agriculture in the upper rio Negro,. In: Gomez-Pompa, A.; Whitmore, T. C. ; Hadley, M. (Eds.). **Rain forest regeneration and management**. New York: Parthenon Publishing, 1991. p. 303-312 (FAO: Man and the Biosphere Series)

SCHUMACHER, M. V.; LONGHI, S. L.; BRUN, E. J.; KILCA, R. V. (Orgs.). **A Floresta Estacional Subtropical: caracterização e ecologia no rebordo do Planalto Meridional**. Santa Maria: Palloti, 2011. 319 p.

SEMA/UFSM. 2001. Governo do Estado. Secretaria Estadual do Meio Ambiente. **Relatório Final do Inventário Florestal Contínuo do Rio Grande do Sul**. Porto Alegre, 2001. 706 p. v.1, 2.

SMITH, J.; SABOGAL, C.; JONG, W.; KAIMOWITZ, D. **Bosques secundarios como recurso para El desarrollo rural y la conservación ambiental en los trópicos de América Latina**. CIFOR: Indonesia. 1997. (CIFOR- occasional paper N° 13.)

SOBRAL, M.; JARENKOW, J.A.; BRACK, P.; IRGANG, B.;LAROCCA, J.; RODRIGUES, R. S. **Flora Arbórea e Arborescente do Rio Grande do Sul, Brasil**. São Carlos: Rima/Novo ambiente, 2006. 350 p.

SPIES, T. A.; TURNER, M. G. Dynamics forest mosaics. In: Hunter Jr., M. L. (Ed.) **Maintaining biodiversity in forest ecosystems**. Cambridge: Cambridge University Press, 1999. p. 95-160.

VACCARO, S., LONGHI, S. J., BRENA, D. A. Aspectos da composição florística e categorias sucessionais do estrato arbóreo de três subseres de uma Floresta Estacional Decidual, no município de Santa Tereza - RS. *Ciência Florestal*, vol. 9, n.1, p. 1-18, 1999.

VACCARO, S.; FINGER, C. A. G; SCHNEIDER, P. R.; LONGHI, S. J. Incremento em área basal de árvores de uma floresta estacional decidual, em três fases sucessionais, no município de Santa Tereza, RS. **Ciência Florestal**, vol. 13, p. 131-142, 2003.

VIEIRA, D. L. M.; SCARIOT, A. Principles of natural regeneration of tropical dry forests for restoration. **Restoration Ecology**, vol. 14, n. 1, p. 11-20. 2006.

UHL, C.; BUSCHBACHER, R.; SERRÃO E. A. S. Abandoned pastures in eastern Amazonia. I. Patterns of plant succession. **Journal of Ecology**, vol. 76, p. 663–681. 1988.

LONGHI, S. J. ; BRUN, E. J. ; OLIVEIRA, D. M. ; FIALHO, L. E. B.; Wojciechowski, J. C.; VACCARO, S. Banco de sementes do solo em três fases sucessionais de uma Floresta Estacional Decidual em Santa Tereza, RS. **Ciência Florestal**, vol. 15, p. 359-370, 2005.

WOJCIECHOWSKI, J. C. ; SCHUMACHER, M. V. ; MADRUGA, P. R. A. ; KILCA, R. V.; BRUN, E. J.; SILVA, C. R. S. ; VACCARO, S. Geoestatística aplicada ao estudo das características físico-químicas do solo em áreas de Floresta Estacional Decidual. **Ciência Florestal**, v. 19, p. 385-395, 2009.

ANEXOS

As normas das revistas internacionais, nas quais os capítulos na forma de artigos foram apresentados, permitem a redação em um único idioma, o inglês. Pelo fato dos capítulos estarem redigidos em português optou-se por apresentar os Resumos desses capítulos no texto para manter o padrão de apresentação o mais similar com as normas do periódico escolhido.

CAPÍTULO 1

Changes in soils along chronosequences in the subtropical seasonal forest in southern Brazil

ABSTRACT

Abandonment farmland and recovery soil and vegetation depleted have been a topic investigated as a mean of assessing the severity of the impact and the role of forests in soil recovery. The aim of this study was to describe and evaluate the magnitudes of the changes of chemical and textural attributes of forest soils that were abandoned in different decades after agricultural cropping in areas of the Brazilian southern Plateau. Soil were collected at 15 cm depth and analyzed with standardized methodologies to determine their chemical and textural attributes (17 variables) in four forests chronosequences (25 forests) with ages ranging from eight to > 100 years, most on slopes with the predominance of Eutrophic Leptosols and Regosols. All soil characteristics have changed significantly but nonlinearly with the advancement of forest regeneration as suggested by the ANOVA means. The Fisher discriminant analysis showed that groups of soil variables analyzed jointly can best contribute to significantly distinguish the soils of different forest ages in all chronosequences. Six attributes related to soil fertility could be considered the best indicators for monitoring areas impacted by agriculture.

Key-words: secondary succession, impact of farmland, forest dynamics, Fisher's discriminant analysis.

CAPÍTULO 2

Floristic patterns of secondary succession in a subtropical seasonal forest in southern Brazil

ABSTRACT

Seasonal forests of the southern Brazilian plateau (SBP) are extensions of the floristic Misiones nucleus, today considered one of the 10 most threatened hotspots of the world. This study evaluated the changes in floristic composition over five chronosequences (5-100 years) in SBP to evaluate the change in species richness between forests of different ages, identifying directional changes of the most important species along the sequence and demonstrate floristic similarity between different ages of forests, successional stages and the chronosequences. Were sampled 34 forests (1000 m²) with aged eight-100 years in five chronosequences in SBP. The most important species (IV%) were measured in each plot and the floristic similarities with presence/absence and density database of plants by non-metric multidimensional scaling (NMMS). Species richness was lower in younger and highly variable in secondary forests and mature forests where there have been a considerable number of shared species among all forests ages. *Cupania vernalis* was the most representative species of secondary forests and *Actinostemon concolor* for mature forests. The NMMS models (presence or absence and density) revealed distinct floristic groups one with very young forests and old secondary forests/mature forest and they were different from other ages of secondary forest. Floristic patterns were more consistent when grouped similar ages or grouped into forest successional stages. A chronosequence in a same region can have different floristic patterns due to historical disturbance and the predominance of taxa in landscape level.

Key-words: Disturbance, regeneration, forest dynamic, floristic, neotropical forest, non-metric multidimensional scaling.

CAPÍTULO 3

Structural changes of tree species chronosequences in the subtropical seasonal forests in Southern Brazil

ABSTRACT

The analysis of structural changes has allowed a better understanding and the building of general hypotheses about the succession of neotropical forests in comparison with the floristic analysis that is strongly dependent on the regional scale. The seasonal subtropical forest located in Brazilian southern plateau (BSP) is the largest remaining forest area in the state of Rio Grande do Sul, southern Brazil. In this region, a study was conducted to assess: a) how the structural attributes changes over of forest succession, and b) if there is a proper set of structural attributes that characterize each forest age. In this study the forest stands were evaluated in four chronosequences with ages ranging from eight to > 100 years using a standardized methodology for sampling and analysis. In total, 30 plots of 1000m² were set and all tree /shrub/lianas species with DBH >2.8 cm were sampled. Most structural attributes, when analyzed separately, varied significantly among different ages of forests, despite not showing a directional trend in the development of the successive forest ages. However, these analyses showed that the vegetation recovers the soil quickly in BSP (20 years) after the abandonment even some chronosequences have proven were very similar between different structural attributes young and middle age (20 to 50) but different with older forest ages. The Fisher discriminant analysis was effective in demonstrating that sets of predictor variables (vertical and horizontal structures) can distinguish different forest ages in all chronosequences and thus become more useful to reveal patterns of forest succession.

Key-words: secondary succession, forest dynamics, neotropical forest, Fisher's discriminant analysis.

CAPÍTULO 4

The impact of cattle grazing in the subtropical seasonal forest in southern Brazil

ABSTRACT

The southern Brazilian Plateau features large remnants of subtropical seasonal forests in different succession stages, a rich floristic composition and generally fertile soils. The cattle grazing amid the forest is a common practice for small farmers in this region and it is not known its consequences in soil characteristics, vegetation structure and floristic composition. Thirty-four forests (3.4 ha) of different ages (10 to > 100 years) and three levels of cattle grazing impact (current intensive grazing, abandoned grazing in 10 years and preserved forests without grazing) were evaluated by using standardized inventories to determine which species and the key attributes of soil and forest structure that are sensitive to changes. The effect of cattle on the vegetation seems to be more decisive in the structure of regeneration than in mature trees. The cattle presence caused major changes in forest soil (natural fertility and texture) than in forest structure (density, richness and other attributes related with sprout and heights) and species composition. Overall, there were few variables that can be considered as a safe indicator of the impact of cattle in the forest due to contrasting results in different ages of forests. Forests impacted by cattle, under similar environmental conditions recorded in the study, when abandoned and preserved, can recover fast (about 10 years) its soil, structure and floristic composition.

Key-words: Disturbance, domestic ungulates, soil, structure fores, floristic, neotropical forest.

ACERVO FOTOGRÁFICO DE ALGUMAS DAS ÁREAS DE ESTUDO**Florestas preservadas**

VF 5 anos



PEQC 5 anos



VF 15 anos



REBIO 15 anos



REBIO 30 anos



PS 25 anos



PS 40 anos



PS50 anos



PS 60 anos



PEQC 60 anos



REBIO 80 anos



PEQC 90 anos



SM > 100 anos



VF > 100 anos

Florestas com exclusão de pastoreio há 10 anos



SM 10 anos



SM 20 anos



SM 30 anos



SM 50 anos



SM 80 anos



SM >100 anos

Florestas com pastoreio

VF 10 anos



AG 15 anos



VF 30 anos



AG 40 anos



AG 60 anos



AG 70 anos



ITA 80 anos



AG > 100 anos



ITA > 100 anos